



## Håndbog i monitoring af gasemission fra danske affaldsdeponier

Kjeldsen, Peter; Scheutz, Charlotte

*Publication date:*  
2015

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (Eds.) (2015). *Håndbog i monitoring af gasemission fra danske affaldsdeponier*. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen. Miljøprojekter No. 1646

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Håndbog i monitering af gasemission fra danske affaldsdeponier

Miljøprojekt nr. 1646, 2015

**Titel:**

Håndbog i monitorering af gasemission fra danske affaldsdeponier

**Redaktion:**

Peter Kjeldsen, DU Miljø  
Charlotte Scheutz, DTU Miljø

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
[www.mst.dk](http://www.mst.dk)

**År:**

2015

**ISBN nr.**

978-87-93283-69-5

**Ansvarsfraskrivelse:**

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Forord .....</b>	<b>5</b>
<b>Konklusion og sammenfatning .....</b>	<b>6</b>
<b>Summary and Conclusion .....</b>	<b>8</b>
<b>1. Introduktion .....</b>	<b>10</b>
1.1 Baggrund .....	10
1.2 Formål .....	10
1.3 Håndbogens indhold og afgrænsning .....	11
<b>2. Gasdannelse og emission – en konceptuel model.....</b>	<b>12</b>
2.1 Massebalance for metan og kontrollerende processer og faktorer .....	12
2.2 Produktion af metan.....	13
2.3 Oxidation af metan .....	14
2.4 Oppumpning af metan.....	14
2.5 Migration af metan .....	14
2.6 Emission af metan .....	14
2.7 Ophobning af metan .....	15
<b>3. Tiltag til imødegåelse af gasemissioner .....</b>	<b>16</b>
3.1 Gasekstraktion og -udnyttelse.....	16
3.2 Gasaffakling.....	17
3.3 Biomitigeringsystemer.....	17
<b>4. Målemetoder til undersøgelse og kvantificering af gasemission .....</b>	<b>20</b>
4.1 Introduktion.....	20
4.2 Kvalitative rekognosceringsteknikker .....	21
4.3 Poregasmålinger .....	22
4.4 Fluxkammermålinger .....	23
4.5 Mikrometeorologiske metoder .....	25
Eddykovariansmetoden.....	25
Masse balance-metoden .....	27
4.6 Radial plume mapping.....	28
4.7 Differential absorption LiDAR method .....	29
4.8 Sporgasdispersionsmetoden .....	31
Stationære sporgasdispersionsmetode .....	31
Dynamisk sporgasdispersionsmetode .....	32
4.9 Invers fanemodellering ud fra måling af metanfanen.....	33
Dynamiske fanemålinger .....	33
Stationære fanemålinger .....	33
4.10 Diskussion af de forskellige metoder og afsluttende bemærkninger.....	34
<b>5. Monitoringsprogrammer for tiltag til imødegåelse af gasemissioner .....</b>	<b>40</b>
5.1 Monitorering af metanemission .....	40
5.2 Supplerende monitorering med henblik på systemoptimering.....	45
<b>6. Principper for afslutning af monitoringsprogrammer .....</b>	<b>46</b>
6.1 Principper for fastsættelse af stopkriterie for monitorering af metanemission .....	46

6.1.1	Passiv metanoxidation i slutafdækning .....	47
6.1.2	Total metanemission lavere end detekterbar.....	47
6.1.3	Metanemission som fra naturlige økosystemer .....	47
6.1.4	Optimering af udgifter til imødegåelse af samfundets drivhusgasemissioner .....	48
6.2	Udenlandske principper for fastsættelse af stopkriterier for gasemissionsmonitoring .....	48
6.3	Sammenfattende oversigt.....	50
<b>Referencer .....</b>		<b>51</b>

# Forord

Denne håndbog er skrevet af docent Peter Kjeldsen og lektor Charlotte Scheutz i dialog med Niels Jørgen Olsen, Miljøstyrelsen, som afslutning på samarbejdsprojekt mellem DTU Miljø og Miljøstyrelsen. Der skal rettes en tak til Torben Dolin for hjælp med det grafiske materiale.

Kgs. Lyngby  
December 2014

# Konklusion og sammenfatning

Deponeringsanlæg producerer biogas (deponigas), som ved frigivelse til omgivelserne kan give anledning til flere miljøpåvirkninger, hvor bidraget til drivhuseffekten – grundet gassens indhold af metan – er væsentligt. ”Bekendtgørelse om deponeringsanlæg” foreskriver, at gassen håndteres via energiudnyttelse, affakling eller på anden måde, samt at der gennemføres monitoring i tilknytning hertil. Bekendtgørelsen giver kun få detaljer for hvorledes monitoring skal udføres, og der er meget lille fokus på den egentlige gasemission. Der er således behov for at få overblik over de mange målemetoder, der er udviklet og i brug, og hvordan monitoring af etablerede mitigeringsystemer bedst gennemføres – eventuelt inspireret fra udenlandske erfaringer. Dette udredningsprojekt har til formål at give en oversigt over mulige imødegåelsesteknologier, en oversigt over forskellige benyttede målemetoder, herunder deres fordele, ulemper og begrænsninger, at opstille best-practise monitoringsprogrammer, samt at opstille principper for fastsættelse af stopkriterier for monitoring af metanemissionen fra deponeringsanlæg.

Rapporten giver indledningsvis en beskrivelse af en konceptuel model for gasdannelse og emission, som kort beskriver de vigtigste processer og faktorer, som bestemmer gassens opførsel i et konkret tilfælde og konkluderer at en god forståelse for gasdannelsen og den efterfølgende opførsel af gassen er afgørende for at kunne gennemføre effektiv imødegåelse og effektiv monitoring af etablerede tiltag. Der opstilles en metanbalance for et deponi med en kortfattet diskussion af de indgående led.

Udslip af deponigas kan undgås ved en ekstraktion og efterfølgende energiudnyttelse af gassen. Der beskrives dog også alternative tiltag, som kan være etableret på et affaldsdeponi for at imødegå gasemissioner. Disse tiltag kan være gasaffaklingsanlæg, eller anlæg som baserer sig på en mikrobiel omsætning af metanen i slutfærdningslag, kompostbede eller andre biofilter-lignende installationer, såkaldte biomitigeringsystemer. Gennemgangen viser, at biomitigeringsystemer kan være opbygget på forskellige måder, som kan tilpasses til behovet og udslipsmønstret på et konkret deponi.

I gennem de seneste år er der blevet udviklet forskellige monitoringsprincipper og tilhørende udstyr og instrumenter. Rapporten giver en detaljeret gennemgang af principper og udstyr, samt de tilhørende fordele og ulemper. Gennemgangen omfatter både hurtige screeningsmetoder, som måler temperaturer eller luftkoncentrationer på deponioverflader, samt punktmålinger udført med gasprober og fluxkamre. Det konkluderes, at sporstofdispersionsmetoden, som kan måle det samlede udslip af metan fra deponiet er et yderst brugbart princip, som bør udgøre det centrale element i monitoringsprogrammer for gasudslip fra deponier. Rapporten giver også en detaljeret indføring i ”best-practise” i udførelse af emissionsmålinger med sporstofdispersionsmetoden og anbefalinger til indhold af opstillede monitoringsprogrammer alt afhængig af hvilke imødegåelsesaktiviteter, som er etableret på et konkret deponi. Rapporten giver også forslag til programmer for yderligere monitoringsaktiviteter, som kan iværksættes, hvis en tilpas høj effektivitet for imødegåelsesaktiviteterne ikke er opnået (der foreslås at den beregnede imødegåelseeffektivitet ikke må være under 80%). Der præsenteres metoder til, hvordan effektiviteten af imødegåelsesaktiviteter udregnes.

Rapporten forholder sig slutteligt til hvilke principper, der kan ligge til grund for en fastsættelse af et stopkriterie for monitoring af gasemissionen fra et affaldsdeponi – dvs. en grænseværdi for metanemissionen (f.eks. i enheden kg/år), hvor monitoring kan afsluttes såfremt

metanemissionen falder under denne værdi. Kapitlet gennemgår også de få internationale erfaringer med at opsætte stopkriterier for emissionsmonitoringen, idet der kun er fundet konkrete stopkriterier fra Tyskland, Østrig og England. Der opstilles fire principielt forskellige principper til fastsættelse af et stopkriterie for måling af gasemissionen: a) emissionen er af en størrelse, så den vil kunne reduceres i slutafdningslaget ved overgang til passiv drift, b) totalemissionen fra deponiet er lavere end detekterbart med sporstofdispersionsmetoden, c) totalemissionen er af samme størrelse, som emissionen fra naturlige økosystemer, samt d) udgiften til fortsat imødegåelse bliver uproportional høj i forhold til den opnåede reduktion i belastning af atmosfæren med drivhusgasser. De tre første principper ledte til stopkriterier i størrelsen 1-3 kg metan/time for et mindre deponi (4 ha). Det sidste kriterie kræver flere miljøøkonomiske vurderinger – og en politisk beslutning om, hvor høj mitigeringsprisen må blive før, at aktiviteterne afsluttes.



# Summary and Conclusion

Biogas is produced on waste disposal sites receiving organic waste. The release of the biogas, also called landfill gas, to the environment can give rise to several environmental effects – including the greenhouse effect, created by the content of methane in the gas. The Danish Landfill Directive prescribes that the landfill gas is to be managed by either energy utilization, by flaring or by other means, and that the gas management is to be properly monitored. The Landfill Directive gives only few details in respect to ways of carrying out the monitoring; there is especially very little focus on monitoring of the emission of gas. There is a need to get an overview on the many monitoring approaches and instruments, which are in use, on possible strategies for setting up proper monitoring plans including international experiences in the field. This report has the objective of presenting overviews on possible mitigation technologies for reducing the methane emission from landfills, and on existing emission measurement approaches and instruments, including their advantages, disadvantages and limitations. Additionally best-practise monitoring plans for different mitigation approaches are presented, including stop criteria for termination of the monitoring activities.

Initially, the report presents a description of a conceptual model for gas generation and emission, which shortly describes the most important processes and factors, which govern the gas transport and fate in actual cases. The description concludes that a thorough understanding of the gas generation and resulting transport, migration, and emission is crucial for setting up efficient mitigation approaches and connected monitoring plans.

Landfill gas emission can be avoided by gas extraction followed by energy utilization of the extracted landfill gas. Alternatively the extracted gas can be flared, or mitigation can rely on microbial oxidation of the methane in cover soils or constructed biofilters, so-called bio-mitigation technologies. The evaluation describes that bio-mitigation systems should be customized to the specific landfill gas release patterns valid for a concrete location.

The report presents a detailed description of several emission measurement techniques, equipment and advantages/disadvantages of the different approaches. The description includes screening tools, which measure surface temperatures or concentrations of gas constituents, as well as point measurements of pore gas concentration using gas probes, and gas emissions using flux chambers. The report concludes that the trace gas dispersion methodology, which can measure the whole landfill site methane emission, is a very useful approach. The methodology is suggested as the core methodology in monitoring plans for methane emissions from landfills. The methodology is thoroughly reviewed together with suggested monitoring plans for different mitigation systems, and additional monitoring plans and measures are suggested in case that the required mitigation efficiency is not met (the authors suggest that the estimated mitigation efficiency should not be under 80%). Also ways of estimating mitigation efficiencies are presented based on the methane balance approach for the landfill.

Finally, the report discusses different possible principles for establishing stop criteria for the methane emission monitoring, ie a limit value for the methane emission (for instance in kg methane/hour) – if the methane emission falls under this value the monitoring activities can be terminated. The very few international suggestions to monitoring plans and stop criteria are also presented, including reports from Germany, Austria and UK. Four different principles for establishing a stop criteria for methane monitoring is presented: a) gas generation can passively be

mitigated by “natural” methane oxidation in the final soil cover, b) the measured whole site methane emission is lower than the detection limit of the trace gas dispersion methodology, c) the whole site methane emission (per unit surface area) is lower than similar surface area normalized emissions from natural ecosystems (wetlands), and d) costs for continued mitigation will be much higher than mitigation costs in other sectors (measured in €/tons CO<sub>2</sub>-equivalence). The first three principles gave stop criteria in the order of 1-3 kg methane/hour for a small landfill (area of 4 ha). The last mentioned criteria can only be evaluated by additional economical evaluations, and a political decision on how high mitigation costs the society wants to pay.

# 1. Introduktion

## 1.1 Baggrund

Deponeringsanlæg producerer biogas som følge af anaerob udrådning af indeholdt organisk affald. Frigivelse af den dannede biogas – her kaldet deponigas – kan give anledning til flere miljøpåvirkninger, hvor bidraget til drivhuseffekten – grundet gassens indhold af metan – er væsentligt. Således kræver ”Bekendtgørelse om deponeringsanlæg”, at gassen håndteres via energiudnyttelse, affakling eller på anden måde, samt at der gennemføres monitoring i tilknytning hertil. Bekendtgørelsen giver kun få detaljer for, hvorledes monitoringen skal udføres, og der er meget lille fokus på den egentlige gasemission.

Der er inden for de seneste år blevet udviklet flere målemetoder, der belyser dannelse og emission af deponigas. Metoderne omfatter screeningsmetoder, punktmålinger samt metoder til måling af den totale emission fra hele deponiet eller fra deponiafsnit. De enkelte metoder har hver især deres begrænsninger, og det er vigtigt at benytte metoderne i den rigtige sammenhæng for ikke at ende med fejltolkninger.

Flere teknologier og relaterede monitoringsstrategier findes til håndtering af gasdannelsen. Det overordnede sigte med disse såkaldte imødegåelsesteknologier er at begrænse bidraget til drivhuseffekten med et udtalt ønske om også at udnytte deponigassens energiindhold i tilfælde, hvor dette vurderes omkostningseffektivt. Begrebet imødegåelses-teknologier kaldes nogen gange også mitigerings-teknologier (efter det engelske begreb ”mitigation”). I alle tilfælde er det urealistisk at forestille sig, at alt den dannede deponigas opsamles, og at der således ingen metanudslip til atmosfæren er – med andre ord - det etablerede imødegåelsessystem vil have en vis effektivitet. For mange systemer til ekstraktion og energiudnyttelse af deponigassen er en egentlig imødegåelseseffektivitet ikke blevet bestemt, da det kræver, at den totale metanemission fra deponeringsanlægget, hvor på der udføres gasekstraktion, bliver målt. Først for nylig er der etableret faciliteter i Danmark, som gør det muligt at måle metanemissionen.

Også i udlandet er der de senere år kommet øget fokus på gasemissioner fra deponier, og flere lande har udgivet vejledninger i, hvordan gashåndteringen og den tilknyttede monitoring kan gennemføres. Også behovet for at definere et ”stopkriterier” (kunne også kaldes ”bagatelgrænse”) for, hvornår monitorende tiltag kan afsluttes, med andre ord hvornår metangasdannelsen er så begrænset, at den passive oxidation i afdækningslaget er tilstrækkelig til, at det resulterende udslip til atmosfæren er ubetydelig og forventes at aftage yderligere med tiden. Der er dog ikke opnået en international konsensus for opstilling af stopkriterier for gasmonitoringen.

Der er således behov for at få overblik over de mange målemetoder, der er udviklet og i brug, og hvordan monitoringen af etablerede mitigeringsystemer bedst gennemføres – eventuelt inspireret fra udenlandske erfaringer.

## 1.2 Formål

Dette udredningsprojekt har følgende formål:

- a) at give en oversigt over de alternative imødegåelsesteknologier, der benyttes - fra gasudnyttelsessystemer til løsninger, hvor imødegåelsen baserer sig på optimering af metanoxidationen i jordlag eller etablerede biofiltre

- b) at give en kortfattet oversigt over forskellige benyttede målemetoder, herunder deres fordele, ulemper og begrænsninger.
- c) at videreformidle udenlandske erfaringer for monitorering af gasemissionen fra deponier herunder eventuelt opstillede acceptniveauer for målte koncentrationer eller udslip
- d) at opstille best-practise monitoringsprogrammer for de beskrevne imødegåelsesteknologier på en oversigtlig og kortfattet form
- e) at opstille principper for fastsættelse af kriterier for valg af stopkriterier for fortsat monitoringsaktiviteter

### 1.3 Håndbogens indhold og afgrænsning

Denne håndbog giver specifikt ideer til, hvordan gasemissionen bør monitoreres på danske affaldsdeponier og omhandler således ikke anden monitorering af gasrelaterede spørgsmål, såsom gasmigration (spredning af gas i omgivende jordlag med potentielle resulterende påvirkninger i nærliggende bygninger – se også afsnit 2.5) eller generelle forhold for sammensætningen af lossepladsgassen. Håndbogen er tænkt som et teknisk baggrundsnotat, som kan benyttes som platform for Miljøstyrelsens udarbejdelse af konkrete krav til deponeringsanlæggenes håndtering af deponigas, herunder effektiviteten af etablerede imødegåelsessystemer, monitoringsprincipper, og stopkriterier for monitorering af metanemission fra deponeringsanlæggene.

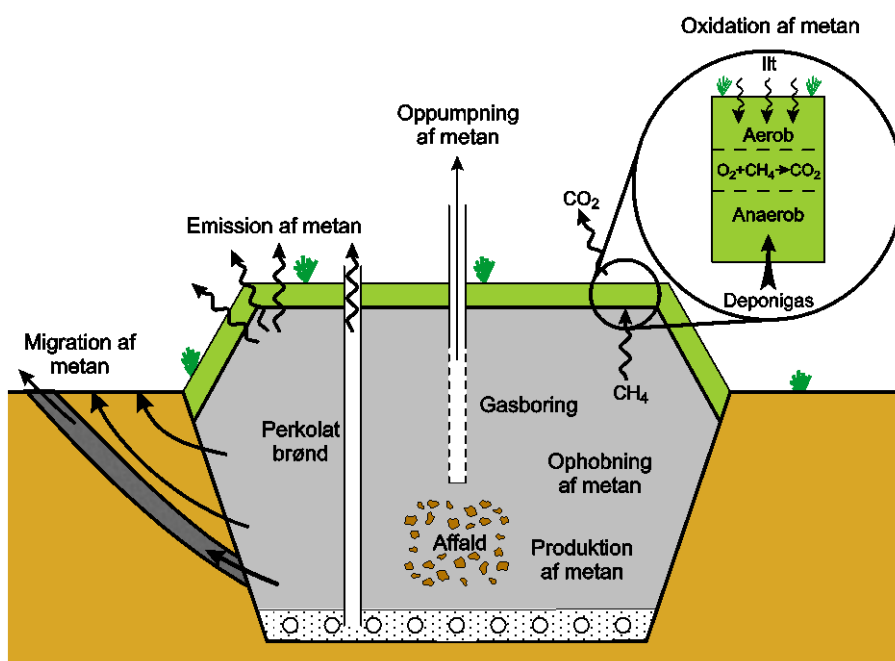
Rapporten indledes med en beskrivelse af en konceptuel model for gasdannelse og emission, som kort beskriver de vigtigste processer og faktorer, som bestemmer gassens opførsel i et konkret tilfælde (kapitel 2). Herefter beskrives forskellige tiltag, som kan være etableret på et affaldsdeponi for at imødegå gasemissioner. Disse tiltag kan være egentlige gasudnyttelsesanlæg, gasaffaklingsanlæg, eller anlæg som baserer sig på en mikrobiel omsætning af metanen i slutafdækningslag med højt humusindhold (toplag iblandet kompost), kompostbede eller i andre biofilter-lignende installationer (kapitel 3). Hernæst gives en detaljeret indføring i de forskellige monitoringsprincipper og tilhørende udstyr og instrumenter med en beskrivelse af principperne bag målemetoderne, samt de tilhørende fordele og ulemper (kapitel 4). Kapitel 5 giver anbefalinger til, hvordan monitoringsprogrammer for gasemissionsvurdering bør opstilles, samt forslag til programmer for yderligere monitoringsaktiviteter, som kan iværksættes i tilfælde af, at imødegåelseseffektiviteten af de etablerede tiltag ikke er tilstrækkelig høj. Endelig diskuterer kapitel 6, hvilke principper der kan ligge til grund for en fastsættelse af et stopkriterie for monitorering af gasemissionen fra et affaldsdeponi – dvs. en grænseværdi for gasemissionen (f.eks. i enheden kg/år), således at hvis emissionen ligger under dette stopkriterie, kan efterbehandlingsperioden afsluttes og monitoreringen af emissionen bringes til ophør. Kapitlet gennemgår også de få internationale erfaringer med at opsætte stopkriterier for monitorering af deponigasemission.

## 2. Gasdannelse og emission – en konceptuel model

Dette kapitel giver en kort indføring i de processer og faktorer, som leder til gasdannelse og emission. Der gives en beskrivelse af de processer og faktorer, som danner grundlag for en ”konceptuel” model, dvs. en model der bidrager til en forståelse af metans dannelse, transport og skæbne. Flere detaljer er givet i tidligere udredninger, hvortil der henvises, bl.a. Miljøprojekt nr. 648 ”Metode til risikovurdering af gasproducerende lossepladser” (Nilausen et al. 2001).

### 2.1 Massebalance for metan og kontrollerende processer og faktorer

Lossepladsgas også kaldet deponigas er samlebetegnelsen for den komplekse sammensætning af gasser, der dannes under nedbrydningen af organisk materiale indeholdt i deponiet. Hovedkomponenterne i deponigas udgøres normalt af metan ( $\text{CH}_4$ ) og kuldioxid ( $\text{CO}_2$ ). Produktionen af deponigas bevirker, at der gennem hele deponiets aktive periode vil ske en større eller mindre gasemission. Gasemissionerne er resultatet af biologiske, kemiske og fysiske processer, der foregår i deponiet, og dermed af det miljø, der hersker i deponiet. Sammensætningen og omfanget af gasemissionerne vil afhænge af en række faktorer som bl.a. affaldets sammensætning og alder, deponiets fysiske udformning samt, måden hvorledes deponiet bliver drevet på, både under og efter affaldsdeponeringen har fundet sted.



Figur 2.1 Metanbalance for et affaldsdeponi (efter Scheutz et al., 2009)

Figur 2.1 viser de vigtigste processer, som påvirker metanens transport og skæbne i deponiet. På basis af beskrivelsen i figuren kan der opstilles en metanbalance for deponiet:

$$\text{Metan}_{\text{produceret}} = \text{Metan}_{\text{oppumpet}} + \text{Metan}_{\text{emitteret}} + \text{Metan}_{\text{migreret}} + \text{Metan}_{\text{oxideret}} + \text{Metan}_{\text{ophobet}}$$

Figur 2.1 viser også de vigtigste faktorer, som styrer metanprocesserne. Faktorerne kan inddeles i tre kategorier:

- Meteorologiske forhold
- Afdækningslagets beskaffenhed
- Forhold relateret til affaldet og deponiet
- Rumlige og tidsmæssige ændringer i jordens fysiske og mikrobielle forhold, som vil påvirke transporten af poregassen samt den mikrobielle aktivitet (faktorer som jordens tekstur, dybde, vandindhold, temperatur og iltningegrad)

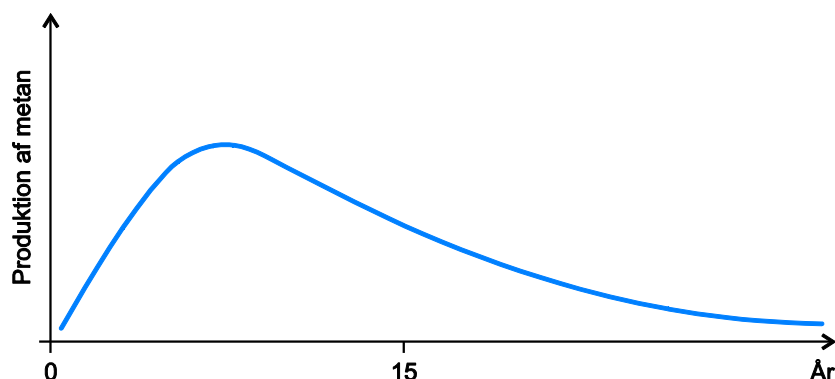
I hvor høj grad der vil ske emission og/eller migration af metan vil således afhænge af et samspil af designkriterier, lokalspecifik gashåndtering, samt topografiske og meteorologiske forhold, samt de fysiske og hydrologiske forhold i pladsen.

I det følgende vil de forskellige led i metanbalanceligningen blive kommenteret kort.

## 2.2 Produktion af metan

Produktionen af metan udføres af en gruppe af forskellige bakterier under anaerobe forhold (Kjeldsen & Christensen, 1987) og afhænger af mange faktorer: massen af deponeret affald, indhold af organisk stof herunder metanproduktionspotentialet af det organiske stof, alderen af affaldet samt flere miljøfaktorer (bl.a. vandindhold, temperatur, og næringsstofindhold) (Kjeldsen & Christensen, 1987). Det ses ofte, at gasproduktionen fra en celle af affald vil toppe efter en indledende lagfase, hvor bakterierne skal etablere sig, for derefter at udvise et langt forløb med langsomt faldende gasproduktion. For en hel etape, bestående af flere affaldsceller med varierende alder, vil den samlede gasproduktion være udstrakt over en længere tidsperiode (Figur 2.2).

Grundet affaldets inhomogenitet vil vandindholdet ofte udvise stor rummæssig variation med tørre områder og områder, hvor affaldet er vandmættet. Da gas dannes, hvor der er vand tilstede, kan der være store volumener af affald, som ikke bidrager til gasdannelsen. Hvis de tørre dele af deponiet senere bliver fugtet op, f.eks. i forbindelse med afvikling af perkolatopsamlingen og overgang til passiv tilstand, kan det betyde en stigning i gasdannelsen på et meget sent tidspunkt.



Figur 2.2 Gasproduktionsrate på et affaldsdeponi som funktion af alder.

### **2.3 Oxidation af metan**

Metanen indeholdt i deponigassen kan komme i kontakt med ilt, som er diffunderet ind i jord- eller kompostafdækningslag eller affaldslag indeholdende metan i poreluften. Under sådanne forhold vil såkaldte metanotrofe bakterier vokse op. Disse bakterier har specielle evner til at oxidere metan. Processen vil producere kuldioxid som slutprodukt, som vil være af biogen oprindelse (dvs. ikke stamme fra fossilt kulstof) og skal derfor ikke medregnes i et drivhusgas-budget for deponiet (Scheutz et al., 2009). Metanoxiderationsprocessen har været studeret gennem adskillige forskningsaktiviteter (se Scheutz et al. (2009) for flere detaljer). Metanoxiderationsprocessen kan både ske "naturligt" dvs. etablere sig, hvis de rette forhold opstår, eller benyttes systematisk som et tiltag til imødegåelse af gasemissionen – se næste kapitel.

### **2.4 Oppumpning af metan**

Med henblik på enten at udnytte gassens energiindhold eller gennemføre en affakling af deponigassen for at udgå emissioner af drivhusgasser eller lugtende stoffer, kan der etableres ekstraktionssystemer bestående af vertikale borer og oftest etableret efter opnåelse af lokal sluthøjde, horisontale dræn etableret i affaldslagene under opfyldningen eller etableret beliggende under slutafdækningen, eller en kombination af de nævnte muligheder. Den mest almindelige form for energiudnyttelse i Danmark er tilkobling af gasmotor med fremstilling af elektricitet evt. i kombination af varmeudnyttelse (tilkobling til fjernvarmesystem) (Kjeldsen et al., 1998). For både gasmotorer og affaklingsanlæg kan det – grundet et lavt indhold af metan i gassen – være nødvendigt at bruge støttebrændsel i form af diesel eller flaskegas. Som alternativ til en termisk behandling af gassen (enten ved udnyttelse eller affakling) kan afkastet fra ekstraktionsanlægget tilkobles et biologisk filtersystem, hvor fjernelse af uønskede komponenter (metan, lugtstoffer, mm.) sker gennem biologiske oxidationsprocesser (se forrige sektion). Tiltag til imødegåelse af gasemissioner baseret på oppumpning af deponigas vil yderligere blive beskrevet i næste kapitel.

### **2.5 Migration af metan**

Migration er betegnelsen for den gastransport, der sker i den umættede zone, både inden for selve deponiet og i den omgivende jord. Migrationen kan ske i alle retninger fra den lokalitet, hvor gassen dannes og kan styres både af advektionsprocesser (kontrolleret af forskelle i poregasttryk) eller diffusionsprocesser (kontrolleret af stedlige forskelle i metanindholdet i poregassen) (Nilausen et al., 2001). Migrationen kan lede til indtrængning af deponigas i bygninger lokaliseret tæt på deponiet eller til emission fra de omkringliggende områder, hvortil gassen er migreret. Der er flere eksempler på, at gassens sammensætning ændres under migrationsprocessen blandt andet som følge af udvaskning af kuldioxid med infiltrerende regnvand eller som følge af oxidation af metanen. Sidstnævnte skyldes, at de omkringliggende områders poreluft ofte vil indeholde ilt, som vil opblandes i deponigassen, som har spredt sig ud i omgivelserne. Dette kan betyde, at metanemissionen, resulterende fra migration til de omkringliggende områder, er kraftig reduceret (Kjeldsen et al., 2009).

### **2.6 Emission af metan**

De vigtigste mekanismer for emissioner af metan fra deponier omfatter diffusion styret af koncentrationsforskelle, advektion kontrolleret af forskelle i poregasttryk, og advektion styret emission opstået på grund af vindpåvirkning. Diffusiv transport forårsages af variationer i metankoncentrationen i jorden, mens advektiv transport er forårsaget af forskelle i gasttryk. Trykgradienten kan fremkaldes af vinden (Poulsen 2005), skiftende barometertryk (Latham & Young, 1993, Kjeldsen & Fischer, 1995, Christophersen & Kjeldsen 2001), eller ved en trykopbygning forårsaget af dannelsen af deponigas i affaldet (Kjeldsen 1996).

Ofte er emissionen delvist styret af gasdiffusion, idet der er høje metankoncentrationer i poregassen i lav dybde kombineret med en lav metankoncentration i luften over jorddækket (pga. vindpåvirket fortynding). Ofte har gasdiffusion været nævnt som den mest betydningsfulde proces for metanemission fra deponier. Der kan dog være flere forhold, hvor advektive processer er mere styrende for emissionen. I tilfælde, hvor der er benyttet jorddække med lav gennemtrængelighed for gas, kan der opbygges et højere gastryk i affaldet, som kan styre gastransport og efterfølgende emission gennem sprækker eller områder med højere gasgennemtrængelighed. Emission styret af trykforskelle kan også ske via utætte perkolatbrønde, gasudluftningsrør og lignende. Denne emissionsvej har på flere danske deponier ofte vist sig at være den mest betydende i forhold til direkte emission fra jorddækket.

## **2.7 Ophobning af metan**

Gastrykket, og dermed indholdet af metan i affaldslagene, kan variere på grund af pludselige ændringer i omgivelserne/jorddækkets gennemtrængelighed. Store nedbørshændelser eller længere perioder med sne og frost kan reducere jordens permeabilitet væsentligt. Modsat kan tørkeperioder forøge permeabiliteten og dermed potentielt emissionen (på kort sigt). Ændringer i barometertryk kan føre til lignende processer på kortere tidshorisont. Ved relativt lave gasproduktionsrater kan længere tids gasproduktion således tilbageholdes i affaldet (ophobes), hvis transportvejene midlertidig er blokeret.



# 3. Tiltag til imødegåelse af gasemissioner

På flere danske deponier er der etableret tiltag til imødegåelse af gasemissioner. I mange tilfælde er der etableret tiltag med henblik på at udnytte gassens energiindhold, hvor gassen ekstraheres ud af affaldslagene. Enkelte anlæg har etableret affaklingsanlæg, hvor gassen bliver afbrændt. På det seneste er der alternativt etableret systemer (bl.a. på Fakse og Klintholm losseplads), hvor metanemissionen reduceres via biologisk metanoxidation etableret i biofiltre bestående af kompost eller andre bioaktive materialer (Pedersen et al., 2012). Sådanne imødegåelsessystemer baseret på oxidation af metan kaldes også bio-mitigeringsystemer eller biocover-systemer. Udover deponier med etablerede imødegåelsessystemer er der flere deponier af ældre alder eller deponier indeholdende affald med lavt indhold af organisk materiale, hvor gassen ikke håndteres. På mange af disse deponier er det ukendt, om der generes deponigas og i hvilket omfang. Studier udført på deponiet AV Miljø, som mest indeholder affald med et lavt indhold af organisk materiale har vist, at der genereres betydelige gasmængder (Scheutz et al., 2011). Der er således også behov for at fokusere på håndteringen af deponigas på anlæg, hvor der af forskellige årsager ikke er iværksat gasmonitoring.

Dette kapitel giver en kort indføring i de forskellige muligheder, der findes for imødegåelse af gasemissioner fra deponier.

## 3.1 Gasekstraktion og -udnyttelse

På skønsmæssigt 40-50 af de danske affaldsdeponier er der etableret gasekstraktionsanlæg på enten alle eller på dele af deponiets etaper. Anlæggene består for det meste af et antal lodrette gasboringer, som er etableret efter at den endelige fyldhøjde er opnået, og/eller vandrette gasdræn oftest etableret i det øverste affaldslag efter at den endelige fyldhøjde er opnået. I nogle få tilfælde er der blevet etableret ekstraktionssystemer under opfyldning af etappen især som vandrette gasdræn, hvorpå der efterfølgende er påfyldt yderligere affald.

De enkelte gasboringer og gasdræn kobles sammen og føres sammen til et pumpe- og monitoringsbygværk. Ofte har de forskellige boringer/dræn yderst varierende gasydelse, hvorfor der i mange tilfælde er etableret mulighed for regulering af gasydelsen og monitorering af gassammensætning for hver enkelt boring/dræn. Herved kan gasekstraktionen optimeres ved regulering af boringerne/drænenes specifikke ydelse. De fleste anlæg har mulighed for kontinuert at måle den samlede mængde af metan, som ekstraheres (f.eks. i enheden kg/time).

Pumpebygværkene kobles endelig sammen til en energiudnyttelsesenhed – oftest et såkaldt CHP-anlæg som via en gasmotor producerer elektricitet og varme. I tilfælde af at varmen ikke kan afsættes vil denne ende som spildvarme. De senere år har firmaet Deponigas Aps etableret ekstraktions- og udnyttelsesanlæg på ældre pladser, hvor der ikke tidligere har eksisteret et system for imødegåelse af gasemissioner. Anlæggene er oftest centreret omkring en såkaldt ”dual-fuel” motor, som kan køre på deponigas. I situationer, hvor deponigassen har en lav brændværdi, indblandes et andet brændsel (f.eks. dieselolie) for at motoren kan køre stabilt. Der findes pt. i alt 12 anlæg af denne type.

På enkelte deponier er der etableret gasafværgeanlæg for at reducere problemer med gasmigration ud i det omgivende terræn med risiko for gaseffekter ved nærliggende bygninger. Afværgeanlæggene består som regel af et antal gasboringer etableret udenfor affaldsvolumenets afgrænsning, hvorfra der oppumpes poreluft med indhold af deponigas. Den oppumpede gas ledes oftest til et gasbehandlingsanlæg i form af et aktivt kulanlæg eller mindre kompostbede. De tilknyttede behandlingsanlæg har mest en funktion for undgåelse af lugtgener i det omkringliggende miljø, da et aktivt kulanlæg ikke er effektivt til fjernelse af metan (pga. lav sorption af metan til aktivt kul). Hvis kompostbede skal være funktionel overfor både emission af lugtstoffer og metan kræves ret store filtervolumener for at opnå en tilstrækkelig gasopholdstid i filtret til at metanen bliver effektivt oxideret i filteret (se også afsnit 3.3).

Generelt er gasekstraktionsanlæg konstrueret med henblik på at udnytte så stor en del af den gas, som genereres i affaldslagene. Der har dog kun i meget få tilfælde været gennemført analyser af gasudnyttelsesanlægs effektivitet som imødegåelsessystem overfor metanemission. Sådanne analyser, som har til formål at få kvantificeret den del af den dannede metan, som ikke ekstraheres, og som ender som metanemission (se kapitel 2 for detaljer) er stort set aldrig blevet gennemført. Analysen kræver nemlig, at den samlede emission fra deponiet måles og sammenlignes med den ekstraherede gasmængde, og kræver således brug af en totalemissionsmålemetode, såsom sporstofdispersionsmetoden (se afsnit 4.4.1).

Kun i få tilfælde har man via egentlige emissionsmålinger forsøgt at estimere gasudnyttelsesgraden. I en svensk undersøgelse af syv lossepladser med gasekstraktion blev den gennemsnitlige gasekstraktionsgrad bestemt til 51% med store variationer (14%-78%) (Börjesson et al., 2009). Lignende undersøgelser er gennemført på en amerikansk losseplads med gasekstraktion. Her blev ekstraktionseffektiviteten vurderet til 48-55% (Watermolen et al., 2012). En tidligere undersøgelse på en anden amerikansk losseplads viste en ekstraktionseffektivitet på ca. 46% (Czepiel et al., 2003). Foreløbige undersøgelser gennemført på danske lossepladser gav ekstraktionseffektiviteter i området 41-81% (Mønster et al., 2015).

### **3.2 Gasaffakling**

På enkelte anlæg har man som alternativ til at udnytte gassens energiindhold i stedet valgt at affakle gassen i en gasfakkelanlæg. Gasaffakling kræver også at deponigassen ekstraheres fra affaldslagene vha. af gasboringer eller dræn. En gasfakkel virker bedst, hvis metanindholdet er over ca. 25%. Ved lave metanindhold kan det være nødvendigt at benytte støttebrændsel f.eks. i form af flaskegas. Der findes også specielle gasfakler på markedet, som kan fungere ved lave indhold af metan. Sådanne fakkeltyper har, så vidt vides, ikke været anvendt i Danmark. Måling af effektiviteten af affaklingsanlæg indebærer, ligesom for udnyttelsesanlæg, måling af totalemissionen for deponiet. Så vidt vides er effektiviteten af affakling aldrig blevet bestemt, men forventes at ligge noget lavere end for udnyttelsesanlæg, da der ikke er det samme incitament til at opsamle meget gas (som for et udnyttelsesanlæg, hvor øget opsamling bidrager til en positiv økonomi).

### **3.3 Biomitigeringsystemer**

Tabel 3.1 definerer de forskellige biomitigeringsystemer, som kan anvendes til reduktion af metanemissioner fra deponier. Et fuldt dækkende biocover er et afdækningssystem, der er designet med henblik på at tilvejebringe optimale forhold for metanoxidation, der dækker hele deponiets overflade, og således fungerer som et stort biofilter (se figur 3.1a). Afdækningen består typisk af et gasfordelingslag, med en høj gaspermeabilitet med formålet at opnå en jævn fordeling af deponigassen, samt et overliggende metanoxidelag, der er designet til at understøtte de metanotrofe bakterier, der omsætter metan til kuldioxid. Efter som denne type af biocovers strækker sig ud over hele deponiet eller større dele af deponiet (flere celler der er fyldt til maxkapacitet), bliver omkostningerne en kritisk faktor i forhold til valg af oxidationsmateriale, og

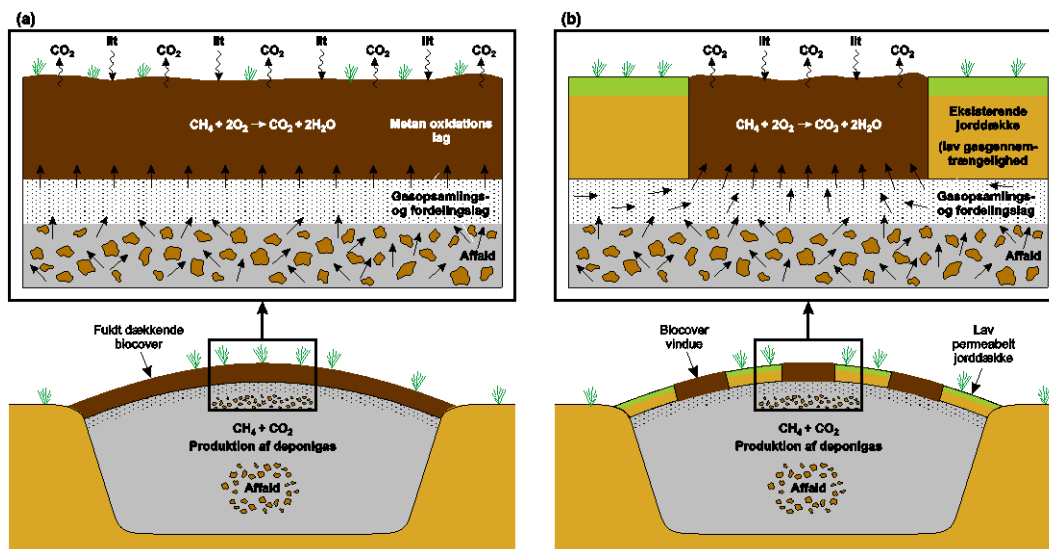
ofte anvendes restprodukter så som komposterede affaldsmaterialer, f.eks. haveaffald eller afvandet spildevandsslam. En anden afgørende faktor er permeabiliteten af ethvert mellemlag under biocoveret. Hvis gaspermeabiliteten er for lav til at tillade fri strømning af deponigassen til biocoveret, kan der dannes hotspots med høje metanemissioner på steder, hvor afdækningsmaterialet f.eks. har en løsere struktur. Gassen kan eventuelt også blive emitteret via perkolatbrønde og lignende.

Tabel 3.1. Forskellige typer af biomitigerende systemer designet med henblik på at reducere metanemissionen fra deponier ved hjælp af biologisk metanoxidation (efter Kjeldsen og Scheutz, 2014).

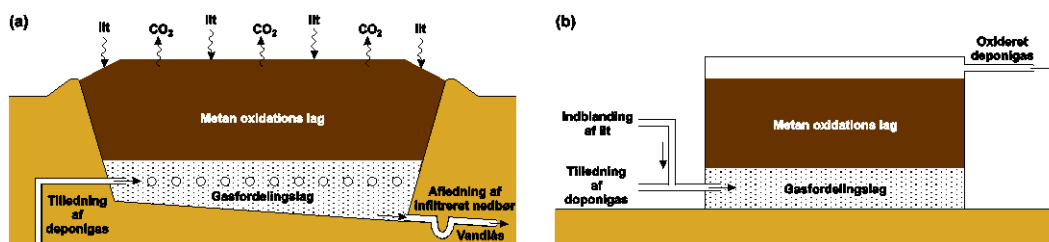
Type	Beskrivelse
Fuldt dækkende biocover (Full surface biocover)	Hele deponiets overflade er dækket med et homogent lag af gasgennemtrængeligt, bioaktivt materiale (jord, kompost, eller lignende)
Biovinduer (Biowindow system)	Imødegåelsessystem baseret på tilstedeværelse af et slutafdækningslag med meget begrænset gasgennemtrængelighed. Områder af slutafdækningslaget udskiftes med en lagfølge af gasgennemtrængeligt, bioaktivt materiale (sandet/gruset eller kompost) oven på et gasfordelingslag bestående af grus eller småsten. Gassen tilledes til biovinduerne passivt (dvs. uden brug af pumper).
Biofilter passiv, åbent (Biofilter passive, open bed)	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen tilledes passivt for neden via et gasfordelingslag. Systemet er åbent ud til atmosfæren, så ilt kan diffundere ind til det biologisk aktive materiale fra oven.
Biofilter passiv, lukket (Biofilter passive, closed bed)	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen tilledes passivt for neden eller fra oven via et gasfordelingslag. Systemet er lukket (f.eks. i en container), så ilt skal tilføres til systemet evt. sammen med deponigassen.
Biofilter aktiv, åben (Biofilter active, open bed)	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen aktivt pumpes til filtret nedefra via et gasfordelingslag. Systemet er åbent ud til atmosfæren, så ilt kan diffundere ind til det biologisk aktive materiale fra oven.
Biofilter aktiv, lukket (Biofilter active, closed bed)	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen aktivt pumpes til filtret for neden eller fra oven via et gasfordelingslag. Systemet er lukket (f.eks. i en container), så ilt skal tilføres til systemet evt. sammen med deponigassen eller via en anden pumpe.
Biogrøft (Bioactive intercepting trench)	Et system bestående af en dyb grøft, der omkranser randen af deponiet med formålet at opsamle og oxidere metan, der migrerer horisontalt ud fra deponiet. Grøften pakkes med et gasfordelingslag i bunden og et metanoxiderende lag i toppen.
Kombinerede løsninger	Et system der kombinerer nogle af de ovenstående koncepter f.eks. et fuldt dækkende biocover til reduktion af den diffuse metanemission samt et biofilter til behandling af deponigas, der opsamles via et gasopsamlingssystem.

Et biovinduesystem er et system bestående af flere mindre enheder (vinduer), der på samme måde som det komplette biocover er optimeret til metanoxidation. Biovinduerne er indbygget i deponiets afdækningslag. Biovinduerne kan anlægges på deponier, som er slutafdækkede med relativ impermeable jorde. Det er dog vigtigt, at det sikres, at deponigassen har god adgang til biovinduerne (se figur 3.1b). Ved etablering af et biovinduesystem reduceres det samlede område med metanoxidation væsentligt, og deponigassens opholdstid i biovinduet reduceres. Sammenlignet med et biocover, der dækker hele deponiets overfalde, vil et biovinduesystem derfor

være bedst egnet til deponier med en lavere gasdannelse. Både for et komplet biocover og et biovindue gælder, at tilledningen af gassen sker passivt.



Figur 3.1. Design af afdækningslag til mitigerig af gasemission fra deponier ved hjælp af metanoxidation. Figur A viser biocoverkonceptet, mens figur B viser konceptet i et biovinduesystem.



Figur 3.2. Standardvariationer af biofilterdesigns. Figur A viser et såkaldt open-bed, up-flow biofilter, mens figur B viser et såkaldt closed-bed, up-flow biofilter.

Biofiltre udnytter, ligesom biocovers, metanoxiderende bakterier til at omsætte metan til kuldioxid. Biofiltre drives som selvstændige enheder, som pakkes med materiale, der kan understøtte en population af metanotrofe bakterier, som kan omsætte metan ved høje fjernelsesrater. I modsætning til biocovers, kræver biofiltre en tilledning af deponigas, som normalt leveres af et gasopsamlings- eller drænsystem. Deponigassen kan enten leveres passivt til filtret som følge af et forhøjet gastryk inden i deponiet, eller aktivt ved anvendelse af gaspumper. Et biofilter kan enten være åben for oven (hvilket tillader diffusion af ilt fra atmosfæren ind i biofiltret) eller lukket, hvor gassen iblandes ilt/atmosfærisk luft før gassen ledes til filtret (se figur 3.2). Brugen af lukkede biofiltre kan være begrænset af størrelsen af den samlede gasbelastning fra deponiet. Ved høje gasbelastninger kan anskaffelsen af mængden af filtermateriale blive en dyr løsning.

# 4. Målemetoder til undersøgelse og kvantificering af gasemission

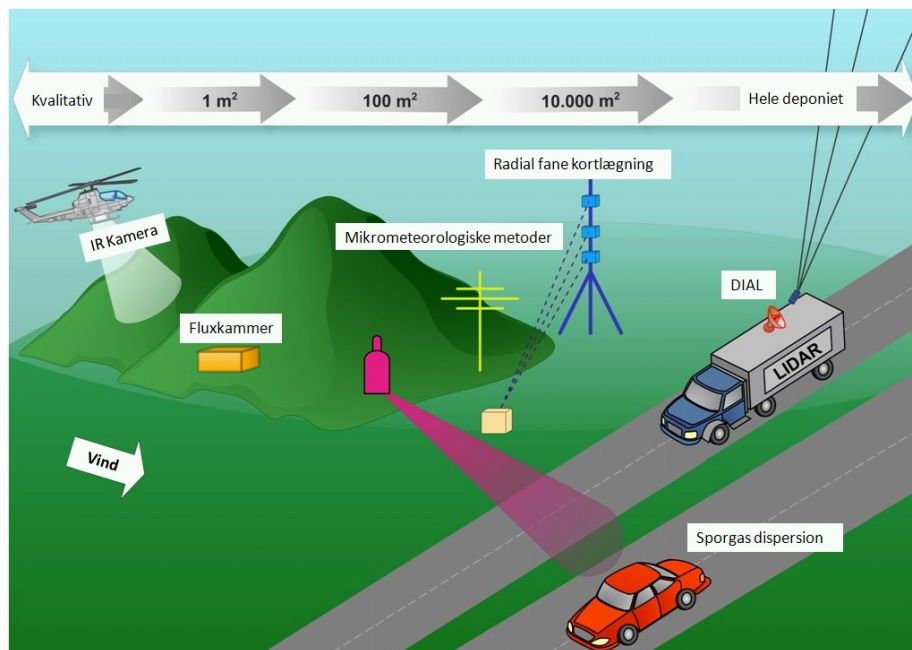
## 4.1 Introduktion

I løbet af de sidste 10-15 år har der været en væsentlig interesse i at udvikle, teste, og demonstrere anvendeligheden af forskellige målemetoder til at kvantificere emissionen af metan fra deponier. Der findes således i dag flere metoder, der kan anvendes, men der er i øjeblikket ikke en bestemt metode, der er bredt anerkendt som den foretrukne metode til at måle den gennemsnitlige emission af metan fra deponier. Endvidere er kun få af metoderne kommercielt tilgængelige, og kun i en håndfuld lande. Den største udfordring ved at måle emissionen af metan fra deponier er en ofte høj rumlig og tidsmæssig variation i metanemissionen, i kombination med størrelsen af et moderne deponi (5-20 ha). Flere studier har rapporteret om meget store rumlige variationer i metanemissionen fra overfladeafdækningen af deponier (Verschut et al., 1991; Czepiel et al., 1996a). Metanemissionen kan således variere med op til syv størrelsesordner inden for få meter på grund af inhomogeniteter i afdækningslaget så som revner og huller, der fører til metan hotspots (Bogner et al., 1997). Rachor et al. (2009) undersøgte variationen i metanemissioner inden for blot en kvadratmeter og fandt at selv på denne lille skala var emissionen meget heterogene. Flere studier har antydnet, at en væsentlig del (50-75%) af den samlede emission sker fra en meget lille del af deponiets samlede overflade domineret af hotspots (Czepiel et al., 1996a; Bergamaschi et al., 1998; Scheutz et al., 2011).

Den tidsmæssige variation i metanemissionen er ofte forårsaget af ændringer i det atmosfæriske tryk men også af størrelsen af det absolutte atmosfæretryk. Flere studier har vist, hvordan et fald i det atmosfæriske tryk inden for relativt få timer kan føre til en væsentlig stigning i metanemissionen, eller omvendt (Christophersen et al., 2001a; Czepiel et al., 2003; Fredenslund et al., 2010; Gebert & Gröngroft, 2006). Denne tidslige og rumlige emissionsvariation kombineret med deponiers store størrelse og udfordrende topografi gør kvantificering af metanemission til en udfordrende opgave. Andre vejrmæssige faktorer som regn og vind kan også påvirke emissionen. Ud over disse relative kortvarige variationer kan der også være væsentlige sæsonmæssige variationer i emissionen, hvilket primært kan tilskrives forskellige sæsontemperaturer, som kan have en indflydelse på metanoxidationen. I nogle studier, særligt i de nordiske egne, er der set en højere emission om vinteren, hvor oxidationen er reduceret som følge af en lavere temperatur (Christophersen et al., 2001b). På deponier, hvor kun en lille del af emissionen har mulighed for at blive oxideret (f.eks. på deponier, hvor gassen primært emitteres gennem hotspots som perkolatbrønde), vil denne sæsonvariation dog forventes at have mindre betydning.

Den optimale målemetode til kvantificering af metanemissionen fra deponier må nødvendigvis være en metode, der kan håndtere både den store rumlige og tidslige variation i emissionen. I følgende afsnit præsenteres de forskellige målemetoder til bestemmelse af metanemission fra deponier. Princippet bag metoderne introduceres, og de enkeltes metoders fordele og

begrænsninger diskuteres. Metoderne adskiller sig først og fremmest fra hinanden ved størrelsen af det areal, som den målte emission repræsenterer. Nogle metoder, så som fluxkammermetoden, kvantificerer emissionen fra en ganske lille del af deponiets overflade, og ud fra en emissionsfaktor for denne overflade, beregnes den samlede emission fra deponiet. Andre metoder er baseret på kvantificering af den samlede metanemission fra deponiet. Metoderne kan opdeles i to grupper: metoder, der måler emissionen fra en specifik overflade (såkaldte surface emission measurement methods ( $\text{g/m}^2 \cdot \text{t}$ )), og metoder, der måler massen af metan gennem et vertikalt plan på tværs af fanen (såkaldte mass emission measurement methods ( $\text{g/t}$ )). Figur 4.1 giver et overblik over de forskellige metoder, som behandles i dette afsnit. Af figuren fremgår, at arealet, hvorfra emissionen bestemmes, er meget forskelligt for de forskellige metoder. Tabel 4.1 og 4.2 placeret i slutningen af kapitlet giver en samlet oversigt over metoderne herunder princip, status, fordele og ulemper.



Figur 4.1. Overblik over forskellige metoder til måling af metanemission fra deponier. Af figuren fremgår, at arealet, hvorfra emissionen bestemmes, er meget forskelligt for de forskellige metoder.

## 4.2 Kvalitative rekognosceringsteknikker

I det følgende beskrives forskellige kvalitative rekognosceringsteknikker, som primær kan bruges til at afsøge områder eller installationer med metanudslip. Metoderne er kvalitative, idet de ikke kan bruges til at bestemme en metanemission. Metoderne kan dog være vigtige redskaber i den daglige drift og vedligeholdelse af deponiets afdækning samt installationer.

**Metodebeskrivelse.** En screening af deponiets overflade for metan kan bestå i, at metankoncentrationen i luften lige over jordens overflade måles og kortlægges. Den målte metankoncentration i luften kan ikke korreleres til en emissionsrate af metan fra overfladen. Selv lave metankoncentrationer målt i luften over afdækningslaget er ikke nødvendigvis et udtryk for, at der ikke foregår emission af metan. Metoden er derfor kvalitativ, og kan ikke bruges til at bestemme en emission fra deponiet. En kortlægning af metankoncentrationer kan dog give en indikation om områder (hotspots) eller installationer med metanudslip. I nogle tilfælde er det muligt at udbedre et sådant hotspot, f.eks. ved at reparere revner i den øverste del af afdækningslaget eller reparere utætheder i gas-opsamlingsrør eller brønde. I USA er deponierne ifølge loven forpligtet til at udføre overfladescreeninger fire gange om året. Det samme gælder i England, hvor der skal udføres en screening for metan en gang om året (se også afsnit 6.2). En screening kan f.eks. udføres ved at deponiet inddeles i et imaginært net af en vis maskestørrelse, og der udføres målinger med en

bærbar flammeioniseringsdetektor (FID) eller en andet feltgasanalysator i netpunkterne ved at gå hen over deponiet. Metoden kan udvides til også at måle kuldioxid f.eks. ved brug af en håndholdt infrarød (IR) detektor. Forhøjede kuldioxid koncentrationer kan indikere områder med metanoxidation.

Andre metoder til at identificere hot-spots af metan er f.eks. anvendelse af et termisk infrarødt kamera, som måler temperaturforskelle. Områder med forhøjede temperaturer kan skyldes udslip af deponigas, som er varmere end omgivelserne. Undersøgelse med termisk infrarød fotografering udføres bedst på tidspunkter, hvor der er stor temperaturforskel mellem deponigassen og omgivelserne f.eks. i de tidlige morgentimer, hvor luften er kold om efteråret, vinteren eller foråret. Her kan man med IR kamera opdage røde pletter på deponiet, der er varmere end normalt. Et sådant varmere område kan være forårsaget af deponigas, der kommer ud af fra de varmere dybere dele af deponiet. Man skal dog være opmærksom på, at varme zoner også kan skyldes andre fænomener, f.eks. affald på overfladen, der nedbrydes aerobt, eller affald med stor varmeabsorption som sort plastik eller områder med høj biologisk aktivitet (respiration eller metanoxidation). I fremtiden vil både termisk infrarøde kameraer og måske lasere, der kan måle metan, kunne integreres med droneteknologi til overflyvning af deponier.

Endelig er visuel inspektion af deponiet overflade en simpel og nyttig metode, hvor der kikkedes efter revner i overfladen, vegetationsskader, skader på gasindvindingssystemet til at identificere områder med metanudslip. Tabel 5.1. giver en oversigt over de nævnte screeningsmetoder til undersøgelse af områder med metanemission.

*Fordele og ulemper.* Fordelene ved de beskrevne screeningsmetoder er overordnet, at de giver en mulighed for relativt hurtigt, enkelt og billigt at tilvejebringe overblik over områder med metanudslip, som efterfølgende kan udbedres. Metoderne er altså meget anvendelige i den daglige drift af deponiet. Målingerne kan udføres af deponiets eget personale. Den største begrænsning er at alle screeningsmetoderne er kvalitative, og derfor ikke kan bruges til at bestemme en metanemission fra deponiet.

### 4.3 Poregasmålinger

*Metodebeskrivelse.* Poregasmålinger udføres ved at gasprober (jordspyd med slidser i den ene ende) presses ned i forskellige dybder af afdækningslaget og evt. i den øverste del af affaldet. Fra proberne udtages gasprøver til bestemmelse af gassammensætningen (metan, kuldioxid, ilt og nitrogen) i afdækningslaget. Poregasprofiler kan give nyttig kvalitativ information om gas transport og spredning (El-Fadel et al., 1995; Christophersen og Kjeldsen, 2001a, Scheutz et al., 2004, 2005), dominerende transport processer (diffusion vs. konvektion transport), samt metanoxidation (Christophersen et al., 2001b; Röwer et al. 2011, Gebert et al., 2011, Scheutz et al., 2011b; Jones & Nedwell, 1990). For eksempel kan metan- og kuldioxid-koncentrationsgradier i afdækningslaget give en indikation af, om der sker metanoxidation, samt i hvilken dybde metanoxidationen sker (Scheutz et al., 2008, 2009). Gasprofiler af metan og kuldioxid er også blevet brugt til at kvantificere metanoxidationen (Gebert et al., 2011).

Ved kombination med udtagning af jordprøver i de respektive dybder samt efterfølgende inkubation i laboratoriet (ved tilsætning af metan og ilt og efterfølgende måling af metanomsætningen) kan potentialet for afdækningsjordens metanoxidation bestemmes. Forsøgene kan udføres under forskellige forhold så som temperatur og vandindhold, hvilket kan give en bedre forståelse af metanoxidationen under forskellige vejrforhold.

Kombineres poregasmålinger med trykgradientmålinger kan metanfluxen gennem afdækningslaget ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ) beregnes ved hjælp af Darcys lov;  $\text{Flux} = -K(dP/dz)$ , hvor  $K$  er permeabiliteten i jordlaget ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1} \text{Pa}^{-1}$ ) og  $dP/dz$  er trykgradienten over dybden  $z$  (i  $\text{Pa m}^{-1}$ ) (Young, 1990). Ofte vil

det dog ikke være korrekt at antage, at gas transporten udelukket er trykdrevet og diffusion, som er drevet af koncentrationsforskelle, vil derfor også spille en rolle. Her bør Ficks første lov om diffusion medtages, hvilket kræver kendskab til en række faktorer, såsom diffusivitet, porøsitet, vandindhold og gassens viskositet (El-Fadel et al., 1995). Beregning af metanfluxe ved hjælp af poregasmålinger og trykmålinger har kun været brugt i ganske få studier af ældre dato (Jones and Nedwell, 1990; Young, 1990; El-Fadel et al., 1995; Bogner et al., 1995).

*Fordele og ulemper.* Ud fra formålet at bestemme metanemissionen fra et deponi har poregasmålinger en yderst begrænset anvendelse. Dels da metoden ud over udførelse af gaskoncentrations- og trykmålinger kræver viden om en række jordfysiske parametre, som er vanskelige at bestemme. Dels har metoden en meget begrænset rumlig og tidsmæssig opløsning, da man får et indtryk af emissionen fra et meget lille område (ca. 50 cm<sup>2</sup>) over et meget kort tidsinterval (5-10 minutter). For at skalere op til et helt deponi på flere hektarer skal der udføres et meget højt antal profilmålinger, og selv da vil den estimerede emission formentlig ikke være repræsentativ, da emissionen primært sker fra meget små områder (hotspots), som kan være svære at lokalisere. Emissioner fra hotspots, såsom revner i afdækningen eller emissioner fra perkolatbrønde, kan ikke bestemmes med profilmetoden. Udstyret til anvendelse i forbindelse med profilmålinger er rimeligt billigt, men udførelsen af profileringer er forbundet med et betydeligt arbejdstidsforbrug. Metoden kan som tidligere nævnt give værdifulde oplysninger om gastransport og metanoxidation og forskellige faktorerers indflydelse herpå, men som metode til at kvantificere den samlede metanemission fra et deponi har den begrænset anvendelse.

## 4.4 Fluxkammermålinger

### Stationære fluxkamre

*Metodebeskrivelse.* Anvendelse af et lukket fluxkammer, der placeres på jordoverfladen, er den nok hyppigst anvendte metode til at måle emissionen af metan fra afdækningslaget på deponier. Metoden er oprindeligt udviklet til at måle emissioner fra naturlige områder (f.eks. Rolston, 1986), hvor overfladeemissionen kontrolleres af diffusion og er homogent fordelt over emissionsområdet. Mange forskningsgrupper rundt om i verden, har siden anvendt fluxkamre til dels at bestemme emissionen af metan fra mindre dele af et deponi (f.eks. enkelte affaldsceller eller testfelter optimeret til metanoxidation) samt dels til vurdering af den totale emission fra et deponi. En oversigt over udvalgte studier med anvendelse af lukkede fluxkamre, er givet i Scheutz et al. (2009). Metoden anvender et lukket kammer uden bund, der placeres på jordoverfladen, herefter måles stigningen i metankoncentrationen inde i kammeret over en kort tidsperiode. Metanemissionen (også kaldet metanfluxen med enheden masse per tid og arealenhed (f.eks. mg/(t · m<sup>2</sup>)) beregnes ud fra forøgelsen af metankoncentrationen over tiden, volumen af kammeret samt overfladearealet, som kammeret dækker (f.eks. Conen et al., 2000; Eklund, 1992). For at minimere fejl, der skyldes øget tryk og opbygning af metan i kammeret, udføres målingerne ofte over en meget kort tidsperiode (ofte få minutter).

*Fordele.* Metoden er meget enkel at udføre og kræver ikke avanceret analytisk udstyr. Metanfluxe kan f.eks. måles med en flammeioniseringsdetektor (FID) eller en infrarød(IR)-detektor. Metoden er i stand til at detektere små fluxe af metan både positive (frigivelse af metan) men også negative fluxe (optagelse af atmosfærisk metan). Måles både metan og kuldioxid eller isotopsammensætningen af disse to komponenter kan metanoxidationen bestemmes. Fluxkammermetoden er den eneste metode, der på nuværende tidspunkt kan anvendes til bestemmelse af fluxe af andre flygtige organiske forbindelser i deponigassen (NMVOC; non methane volatile organic compounds). Fluxkammermetoden evt. kombineret med gasprofilmålinger er en velafprøvet og velegnet metode til at øge forståelsen af de faktorer, der styrer metanemission og oxidation. Flere undersøgelser har brugt fluxkamre til at observere f.eks. indflydelsen af ændringer i det atmosfæriske tryk, nedbør eller temperatur på emissionen af metan



(f.eks. Kjeldsen & Fischer, 1995, Christophersen & Kjeldsen, 2001a, Czepiel et al., 2003, Gebert & Gröngröft, 2006, Fredenslund et al., 2010).

*Ulemper.* Den største begrænsning ved anvendelse af lukkede fluxkamre ligger i det, at den målte emission kun repræsenterer det lille område, som fluxkammeret dækker (ofte 0,5-1 m<sup>2</sup>), og kun fanger emissionen over en kort tidsperiode (få minutter). På den måde har metoden samme begrænsninger som poregasprofilerne nævnt i det tidligere afsnit. I et forsøg på at opnå et pålideligt estimat af den samlede metanemission fra et deponi eller en deponeringsenhed er det ofte foreslået at anvende en systematisk prøvestrategi (Bogner og Scott, 1995; Bour, 2007; Lang, 2004; Rosevaer et al. (2004); Savanne et al., 1997; Spokas et al. 2006). En sådan prøveudtagningsstrategi kan bestå i at deponiet inddeles i et net af en vis maskestørrelse, hvor der udføres fluxkammermålinger i netpunkterne. Herefter kan anvendes geostatistiske modeller til at estimere den samlede emission fra deponiet (Spokas et al., 2003; Börjesson et al., 2000). Typiske afstande mellem netpunkterne er mellem 10-60 meter; jo flere målinger der udføres, jo mere nøjagtigt et resultat kan forventes. Allerede tilbage i 1990'erne udviklede det engelske Miljøagentur retningslinjer for, hvordan man bedst måler den totale metanemissionen fra et affaldsdeponi ved anvendelse af fluxkammermetoden ved måling i et systematisk net (UK Environment Agency, 2010).

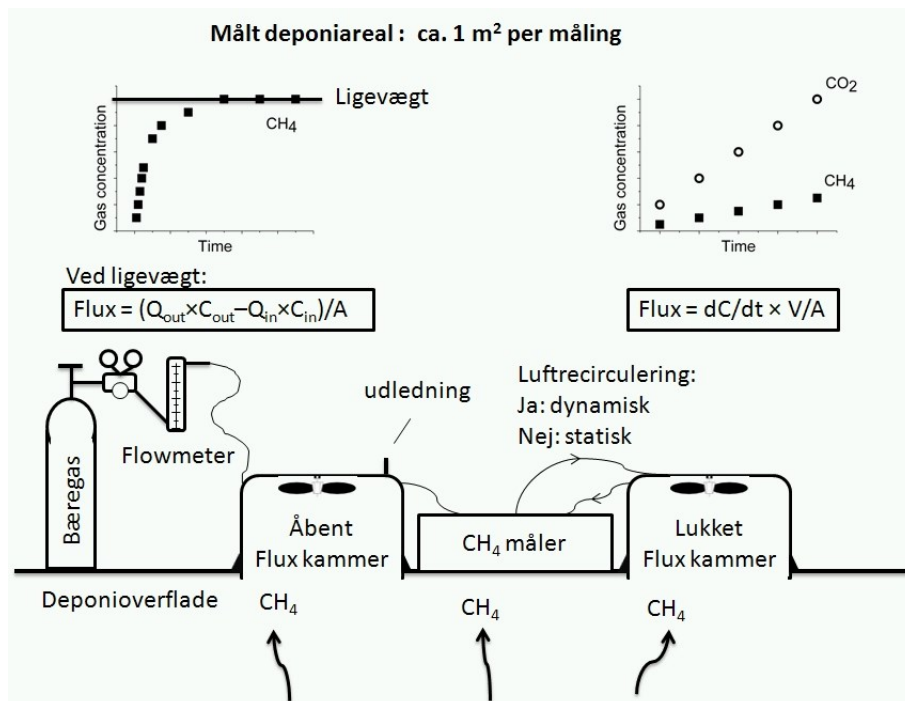
Den største ulempe ved metoden er at skal udføres et meget stort antal fluxkammermålinger for at opnå et pålideligt resultat. Udlægges der eksempelvis et net med en maskestørrelse på 50 m over et 10 hektars stort deponi, vil der skulle udføres omkring 55 målinger. Og selv ved udførelse af et meget stort antal målinger vil den målte emission kun repræsentere en et meget begrænset område (<1%) af den samlede deponeringsområde. Hertil kommer, at en betydelig del af emissionen ofte sker gennem små hotspots, og sandsynligheden for at fange disse ved udlægning af et systematisk net er meget lille. Dette betyder, at emissionen ofte vil underestimeres væsentligt ved anvendelse af fluxkammermetoden (Goldsmith et al, 2008; Green et al, 2010; Babilotte et al., 2011, Fredenslund et al., 2007; 2010; Scheutz et al., 2011).

En mulighed for at forbedre metoden er at kombinere fluxkammermålingerne med kvalitative screeningsmetoder til identifikation af hotspots (se tidligere afsnit om screening) og efterfølgende udføre flere fluxkammermålinger i disse områder. Her er det dog vigtigt, at emissionen fra hot-spot-områderne afvejes korrekt med de andre målinger for at få et korrekt gennemsnit af deponiets emission. På trods af, at der i dag findes måleudstyr, der kan logge metankoncentrationen med kort tidsinterval (sekunders), er det meget tidskrævende at udføre fluxkammermålinger, grundet det store antal målinger, der skal udføres. Endvidere kræver en ordentlig måling ofte, at vegetationen klippes ned, og at kammerets kontakt med overfladen tættes med f.eks. bentonit. Er der meget høj vegetation på afdækningslaget kan det være en udfordring at udføre fluxkammermålinger. En målekampagne vil derfor ofte tage fra 2 til 5 dage. I denne periode kan ændringer i vejrforhold (atmosfæretryk, temperatur, nedbør, mm.) betyde væsentlig ændringer i emissionen, hvilket kan besværliggøre tolkningen af resultatet i forhold til, hvad den målte emission repræsenterer. Fluxkammermetoden kan ikke anvendes til at måle emissioner fra lækager i gas- og perkolatssystemet (stigrør, pumpestationer, ekstraktions og perkolatbrønde), hvilke kan være betydende emissionsveje for deponigassen.

### **Dynamiske fluxkamre**

Der findes flere forskellige variationer af fluxkammeret. I stedet for at arbejde med et lukket fluxkammer (også kaldet stationært fluxkammer), kan der udføres målinger med et såkaldt åbent fluxkammer (også kaldet dynamisk fluxkammer), som adskiller sig ved, at kammeret kontinuerligt skylles med luft for at undgå fejl som følge af trykopbygning og koncentrationsophobning forårsaget af emissionen fra overfladen, og for at muliggøre målinger over en længere tidsperiode (f.eks. Tregoures et al. (1999), Vershut 1991; Huber-Humer og Lechner, 2001a; b). Når deponigas opsamles i et lukket fluxkammer vil trykket og metankoncentrationen i kammeret stige, hvilket kan påvirke transporten af deponigas fra underlaget og ind i kammeret, således at transporten

nedsættes, hvorved fluxen af metan undervurderes. Metanfluxen beregnes efterfølgende ved hjælp af strømningen gennem kammeret og de målte koncentrationer ved indløb og udløb. For at opnå pålidelige emissionsmålinger er det vigtigt at opretholde et tryk i kammeret, som er sammenligneligt med det omgivende atmosfæretryk. Dynamiske fluxkamre har, med hensyn til den tidsmæssige og rumlige udfordring de samme fordele og ulemper som lukkede fluxkamre og vil derfor ofte undervurdere den samlede emission fra deponiet.



Figur 4.2. Princippet i anvendelse af lukkede (stationære) og åbne (dynamiske) fluxkamre til bestemmelse af metanemissionen fra deponier.

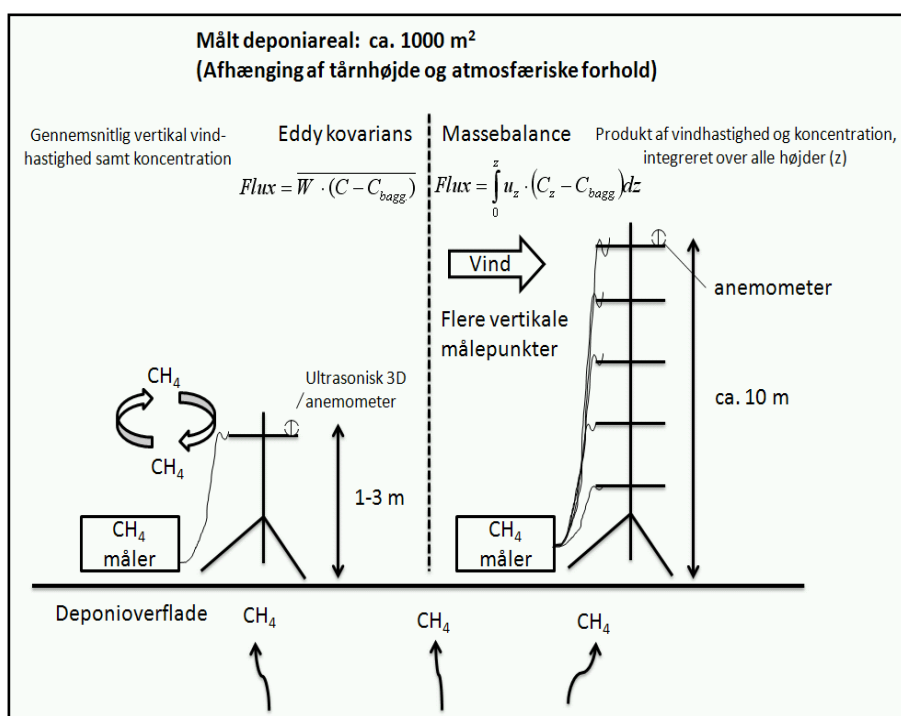
#### 4.5 Mikrometeorologiske metoder

Mikrometeorologiske metoder indbefatter både massebalancemetoden og eddykovariansmetoden og baserer sig på det faktum, at gasser, der emitteres fra en overflade, opblandes vertikalt af turbulente hvirvler (på engelsk, eddies) i det atmosfæriske grænselag over jordoverfladen eller vandoverfladen (f.eks. Baldocchi, 2003). Begge metoder baseres på udførsel af målinger i kendt højde(r) over deponiets overflade (Figur 4.3).

##### Eddykovariansmetoden

**Metodebeskrivelse.** Eddykovarians (også kendt som eddykorrelation eller eddyflux) er en velkendt metode til at måle og beregne udvekslingen af vertikale gas fluxe over en overflade. Metoden har været anvendt til at måle fluxe af CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> og H<sub>2</sub>O-damp fra naturlige økosystemer, landbrugsjord, laguner, mm. (f.eks. Hensen et al., 1996, Kroon et al., 2010). Metoden har også været anvendt til at måle emissioner fra overfalden på deponeringsanlæg (Laurila et al., 2005; Lohilla et al., 2007; Eugster & Pluss 2010, McDermitt et al., 2013). Princippet i eddykovariansmetoden er vist i figur 4.3. Ved udførsel af eddykovariansmålinger, måles fluxen af metan gennem et imaginært horisontalt plan over deponiets overflade. Den lodrette flux af metan gennem dette plan er styret af konvektion, og derfor kan fluxen bestemmes ved at måle gennemsnittet af produktet af metankoncentrationen og den lodrette komponent af den lokale vindhastighed. Grundet luftturbulens vil vinden til tider have en opadgående komponent og til andre tider en nedadgående komponent. I tilfældet af, at der er en emission fra overfalden, vil koncentrationen af metan gennem planet være lidt højere, når vinden er opadgående, og en gennemsnitlig positiv metanflux (i enheden masse per tid) kan måles. Eddykovariansmålinger

udføres ved kontinuerligt og med høj frekvens (~ 10 gange per sekund) at måle metankoncentrationen og den vertikale vindhastighed. De målte data lagres og den gennemsnitlige metanemission beregnes for tidsintervaller på f.eks. 15 minutter. Målingerne udføres ved hjælp af et tårn, hvor måleudstyret placeres med tilstrækkelig afstand til overfladen til at dække det ønskede område af overfladen. En typisk målehøjde vil være mellem 0,5 og 10 meter, og det bidragende emissionsområde vil ved måling længe nok til at fange vindretninger fra alle 360 grader have en udstrækning med en radius på ca. 100 gange højden af målepunktet og have form af en dråbe med måletårnet placeret i bunden af dråben (McDermitt et al., 2013). Arealet af det bidragende område estimeres ved hjælp af en dispersion model, og den samlede emission fra dette område kan beregnes. Til bestemmelse af den totale emission fra hele deponiet skal måletårnet flyttes rundt på deponiet, og der skal udføres flere målinger, eller man kan antage at den målte emission er repræsentativ for det samlede deponeringsområdet.



Figur 4.3. Princippet i anvendelse af eddykovarians og massebalancemetoden til bestemmelse af metanemissionen fra deponier.

**Fordele.** En af fordelene ved eddykovariansmetoden er muligheden for at have kontinuerlige målinger over længere tidsperioder samt at måle både metan og kuldioxid, afhængigt af den analytiske enhed (IPCC, 2006). Udstyret er relativt enkelt og billigt og målingerne kan køres automatisk over flere måneder og kan derved give indsigt i den tidsmæssige variabilitet og danne baggrund for beregning af bedre gennemsnitsemmissioner.

**Ulemper.** Den største ulempe ved metoden er, at emissionen kun bestemmes fra et begrænset areal, som måske ikke er repræsentativt for hele deponiet. Desuden vil området, hvorfra der måles emissioner, ændres ved skiftende vindhastighed. Dertil kommer at deponiers topografi ofte er meget forskellig fra den flade overflade, som er den ideelle betingelse for anvendelse af denne metode. På trods af de disse udfordringer, anses eddykovariansmetoden af nogle forskningsgrupper, som en passende metode til bestemmelse af metanemission fra lossepladser (Laurila et al., 2005; Lohilla et al., 2007), mens andre har fundet, at metoden ikke er egnet til kvantificering af metan fra deponier (Tregoures et al., 1999). Lohilla et al., (2007) sammenlignede deres eddykovariansmålinger med målinger foretaget med lukkede fluxkamre og fandt en god overensstemmelse mellem de to metoder. Anvendelse af fluxkamre har dog de samme udfordringer med heterogene emissioner, og det er derfor tvivlsomt, om eddykovariansmetoden kan valideres

ved hjælp fluxkammermetoden. Afsluttende kan det konkluderes, at anvendeligheden af eddykovariansmetoden er begrænset til deponeringsanlæg med relativt ensartede emissioner og en homogen flad overflade.

### **Masse balance-metoden**

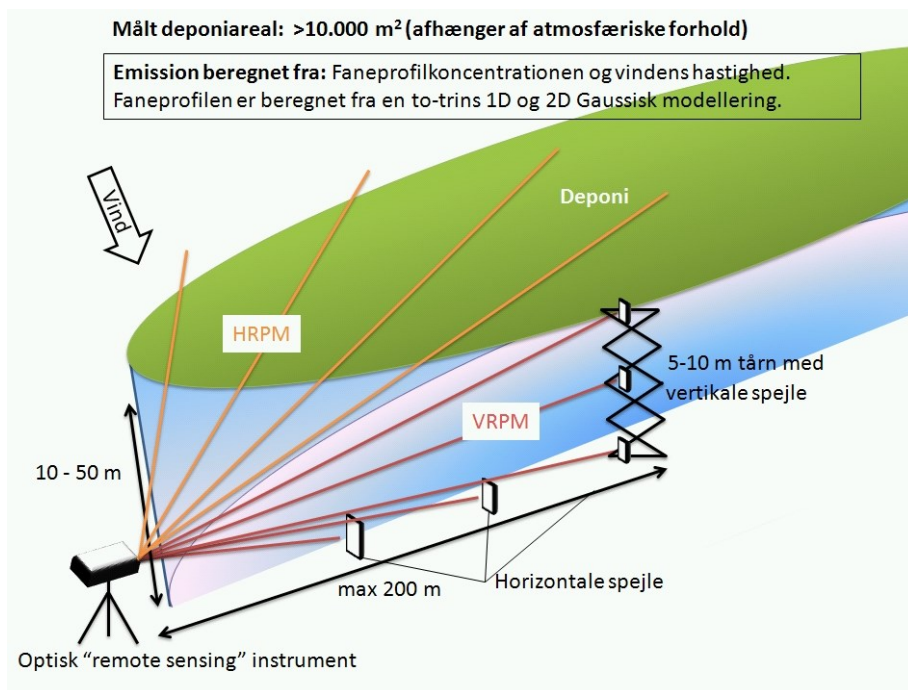
*Metodebeskrivelse.* Princippet i anvendelse af massebalancemetoden er vist i figur 4.3. Ved udførsel af masse-balance-metoden, måles metankoncentrationen i forskellige højder over deponiets overflade. Ved samtidigt at måle vindhastigheden og sammenholde den med de målte koncentrationer, kan den horisontale flux af metan beregnes, som repræsenterer emissionen fra området opvinds af prøvetagningsstedet. Når vindretningen ændres måles emissionen fra forskellige områder omkring måletårnet. Metoden kaldes også 1D-massebalance metoden, da metoden måler metanfluxen, der passerer måletårnet (1D), og ikke gennem et større vertikalt plan (2D), som benyttes i andre metoder se f.eks. afsnit 4.7 og 4.8. Det er vigtigt, at de målte metankoncentrationer korrigeres for baggrundskoncentrationen af metan, da metanemissionen ellers vil overestimeres. Dette gøres ved at måle øverst i tårnet, hvor det antages at baggrundskoncentrationen har den største indflydelse på den målte koncentration. Måleudstyret kan sættes op til kontinuerligt at måle metankoncentrationen over en længere tidsperiode (uger til måneder), og der kan således opnås emissionsdata, der dækker en længere periode. Højden af målepunktet bestemmer størrelsen af kildeområdet, som bidrager til de forhøjede koncentrationer af metan. Udføres målingerne i tilstrækkelig højde over deponiet, således at den samlede højde af metanfanen måles, kan den totale metanemission fra hele deponiet bestemmes. Normalt vil dette dog kræve et meget højt måletårn. Ved anvendelse af et lavere tårn er det dog kun en mindre del af den samlede emission der måles. Ved måling i en maksimal højde på 10 meter vil man kunne måle emissionen fra et område med en radius på ca. 150 meter fra måletårnet (Scharff, 2003). Den specifikke placering samt størrelse af overfladearealet, der bidrager til den målte emission, bestemmes ved hjælp af en dispersionsmodel, hvor turbulens eller atmosfæriske stabilitet samt vindhastighed skal være kendt. Metoden har været brugt til at kvantificere metanemissionen fra deponier i Holland (Oonk og Boom, 1995) med tårnhøjde op til 25 meter og blev i en undersøgelse sammenlignet med en metode baseret på invers modellering med sporgas kalibrering, og viste sig at give sammenlignelige metanemissionsfluxe (Scharff, 2003).

*Fordele.* Fordelene ved metoden er dens relative enkelhed, relativt simple måleudstyr og relative lave omkostninger. Metoden kan automatiseres således, at emissioner fra deponiet kan måles over længere tid, hvilket dels giver oplysninger om variabiliteten i metanemissionen over tid, og dels giver en bedre bestemmelse af den gennemsnitlige emission. En anden fordel ved denne metode er, at kuldioxidemissionen kan måles samtidig. Kombineret med måling af metanemissioner samt information om deponigassens sammensætning og gasindvinding kan metoden give en indikation af den samlede gasproduktion og metanoxidation (Scharff m.fl., 2003).

*Ulemper.* En væsentlig ulempe er, at metoden ikke måler emissionen fra hele deponiet, men kun fra en mindre del. Dertil kommer, at det kan være svært at bestemme præcist, hvilken del af deponiet, der har bidraget til den målte emission. Resultatet af metoden afhænger således af antagelser om, hvor på deponiet metanemissionen sker. Sker metanemissionen f.eks. tættere på måletårnet end antaget, vil den totale emission overestimeres. Det kan derfor anbefales at udføre en kvalitativ metanscreening af overfladen f.eks. med en FID-måler (se afsnit 4.2) for at vurdere eventuelle bidragende metanemissionsområder, før end en endelig fortolkning af de målte fluxe foretages. Metoden er mindre nøjagtig end f.eks. en massebalance måling, hvor den horisontale flux gennem et 2D plan måles.

#### 4.6 Radial plume mapping

**Metodebeskrivelse.** Radial fanemåling (Radial plume mapping; RPM) er en relativt ny metode til måling af metanemissioner fra deponier. Metoden anvender en kombination af metankoncentrationsmålinger og vindprofiler til bestemmelse af en emissionsfaktor fra området opvinds måleområdet. Metoden kan anvendes i to forskellige konfigurationer: horisontalt (HRPM) eller vertikalt (VRPM). Princippet i metoden samt de to anvendelseskonfigurationer er vist i figur 4.4.



Figur 4.4. Princippet i anvendelse af horisontal (HRPM) og vertikal (VRPM) radial fanemåling til bestemmelse af den metanemission fra deponier.

HRPM giver kvalitative oplysninger om lokalisering af områder med emissionshotspots, og kan dermed anvendes som et screeningsværktøj (se også afsnit 4.2). VRPM kan derimod bruges til at kvantificere emissionen, hvilket sker ved at måle massen af metan, der krydser to lodrette planer placeret hhv. opvinds og nedvinds et emissionsområde. Metanfluxen gennem de lodrette planer bestemmes ud fra produktet af metankoncentrationen i luften og vindhastigheden målt i hvert enkelt punkt i de to planer. Metanemissionen fra området findes ved at fratrække fluxen målt gennem opvindsplanet fra fluxen målt gennem nedvindsplanet. Hvis metankoncentrationen i opvindsplanet (dvs. baggrundsmetankoncentrationen) kan antages at være konstant både over selve planet og over måleperioden, kan metoden simplificeres, og metanfluxen kan beregnes ud fra produktet af vindhastigheden og forskellen mellem metankoncentrationen i nedvindsplanet og baggrundsmetankoncentrationen. Det største problem er, at både vindhastigheden og metankoncentrationen varierer henover det målte plan. Udfordringen er at måle forskellige steder i planet både opvinds og nedvinds emissionsområdet på samme tid.

I praksis kan målingerne udføres ved hjælp af laserstråler, der skydes mod reflektorer i form af spejle på tværs af fanen nedvinds emissionsområdet. Reflektorerne placeres i forskellige højder (fra overfalden til ca. 10 meter over overfalden) f.eks. ved at anvende foldestiger eller tårne. Hver laserstråle resulterer i én gennemsnitlig metankoncentrationsmåling, der repræsenterer den luftpakke, som laserstrålen har bevæget sig igennem. Denne metode giver oplysninger om den to-dimensionelle fordeling af metankoncentrationen i det lodrette plan gennem metanfanen (Hashmonay et al., 1999; Wu et al. 1999; Hashmonay et al. 2001; Hashmonay et al. 2008). De målte

koncentrationer skal efterfølgende kombineres med en lokal vindhastighed og vindretning for at bestemme metanfluxen igennem det lodrette plan (f.eks. i enheden kg/time). Laserstrålens rækkevidde er ofte omkring 200 m. Hvis den maksimale højde af tårnet med reflektorer er 10 meter vil arealet af emissionsområdet, som den målte flux dækker f.eks. være ca. 6 ha ved en vindhastighed på 2 m s<sup>-1</sup> og 9 ha ved 7 m s<sup>-1</sup>. Begge arealer kan dog maksimalt have en bredde på 200 m pga. laserens rækkevidde (Thoma et al., 2010).

*Ulemper.* Arealet af det område, som bidrager til den målte metanflux igennem det lodrette plan, bestemmes ved hjælp af invers dispersionsmodellering. Bestemmelsen af det korrekte område, der bidrager til den målte emission, kan være en udfordring på deponeringsanlæg med en udfordrende topografi (Goldsmith et al., 2008). Metodens største begrænsning ligger således i, at den målte metanflux kun repræsenterer en mindre del af deponiet, og at det tilmed er vanskeligt at bestemme det bidragende område præcist. For at bestemme emissionen fra hele deponiet skal der derfor udføres flere målinger, eller alternativt gøres antagelser om, at den målte emission er repræsentativ for hele deponiet, og der kan derefter adderes op for at bestemme den totale emission fra hele deponiet. Metoden er endvidere udfordret af deponiers ofte komplekse topografi, og der er derfor deponier eller områder på deponier, hvor metoden ikke kan anvendes. På mange deponier er en del af affaldet deponeret over jordoverfalden og opbygget med afdækkede skråninger omkring affaldet. Udføres målingen således, at planet, hvorigennem metanfluxen måles, sættes på toppen af deponiet, vil emissionen fra skrånningen ikke indgå i den målte emission. Dette kan føre til en væsentlig underestimering af emissionen, da hotspots ofte ses på skråninger pga. af horisontal gastransport og mangelfuld og/eller eroderede afdækningslag på skråninger (Babilotte et al., 2008, 2009). En anden ulempe er, at metoden (både teori, udstyr og applikation) generelt er svær at forstå for tredjemand, hvilket gør det vanskeligt for en uafhængig tredjepart at vurdere resultatet af emissionsundersøgelser udført med denne metode.

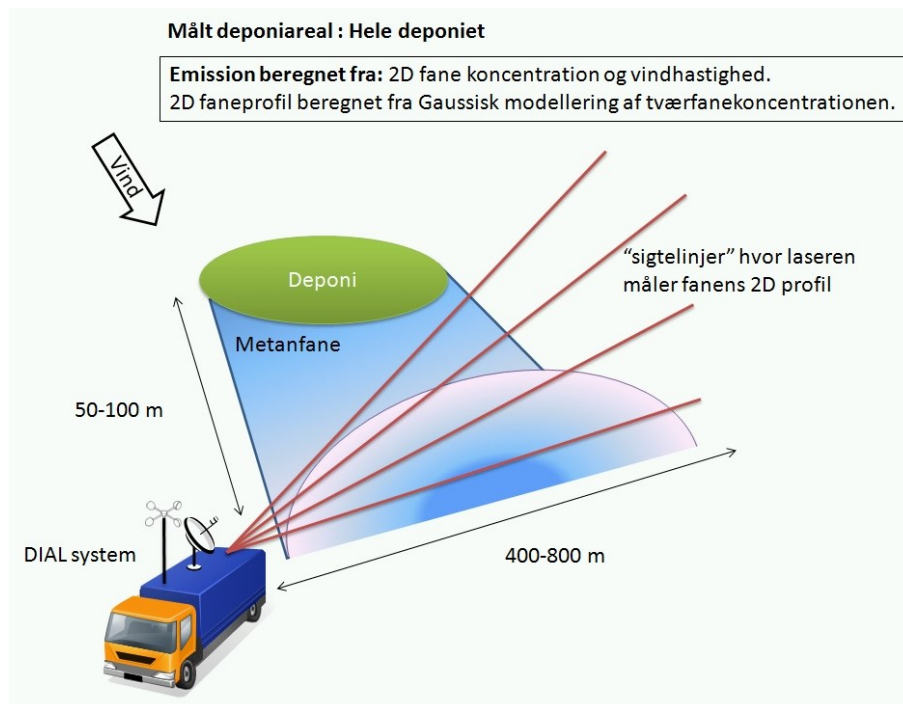
Miljøstyrelsen i USA (The US-EPA) har foreslået denne metode til at kvantificere emissionen af metan fra deponier og har givet metoden navnet "Other Test Method-10" (OTM-10). Metoden er for nylig blevet testet og anvendt til kvantificering af metanemissionen fra 20 deponier rundt i USA (Abichou et al. 2010; Goldsmith et al. 2012). Abichou et al. (2010) fandt at en ændring i vindretningen kunne introducere en usikkerhed på 20%, og at det område, der bidrager til den målte emission, er en funktion af den atmosfæriske stabilitetsklasse, og at bestemmelsen af denne er forbundet med en usikkerhed på 10-30%. Goldsmith et al. (2012) påpeger, at selv om OTM-10-metoden har vist sig værende anvendelig til kvantificering af metanemissionen fra deponier i USA, var det kun 31% af de indsamlede data fra de 20 lossepladser, der opfyldte kvalitetskravene i forhold til lovgivningen.

*Fordele.* Fordelene ved metoden er at den anvender relative billige lasere, og at metoden er vel-afprøvet på en række deponier i USA. Dog er selve set-up med reflektorer mm. ganske kompliceret og kræver specialiseret personale.

#### 4.7 Differential absorption LiDAR method

*Metodebeskrivelse.* Den differentierede absorption lidar (DiAL) metode bruger pulserende justerbar laser stråling, der transmitteres op i atmosfæren. En del af strålingen reflekteres og kan måles med en detektor. DiAL målinger kan anvendes til at bestemme metankoncentrationen i luften ved at indstille laseren til de passende absorptionsbølgelængder. Laseren kan pege i alle retninger, og ved anvendelse på deponier, udføres målinger langs flere sigtelinjer, hvorved der opnås et komplet billede af det vertikale koncentrationsprofil på tværs af fanen nedvinds deponiet (se figur 4.5). Ved at kombinere det vertikale koncentrationsprofil med vindhastigheden i forskellige højder kan emissionen fra deponiet beregnes (Babilotte et al., 2010, 2011, Robinson et al., 2011; Bourn & Browell, 2013). Målingerne udføres i vindretningen relativt tæt på deponiet i kombination med målinger udført opvinds deponiet for at undersøge for andre interfererende

kilder og for at bestemme baggrundskoncentrationen. Princippet i målemetoden er således det samme som for den radiale fane metode, blot med den forskel at ved anvendelse af DiAL kan koncentrationsprofilen for en større del af fanen (i nogen tilfælde hele fanen) kortlægges grundet laserens lange rækkevidde (400 til 800 meter) og højere følsomhed, hvorfor målingerne kan udføres noget nedvinds deponiet. Dette giver mulighed for at kortlægge en større del af det vertikale profil af metanfanen (på mindre deponier hele det vertikale profil af fanen) og dermed bestemme emissionen fra deponiet.



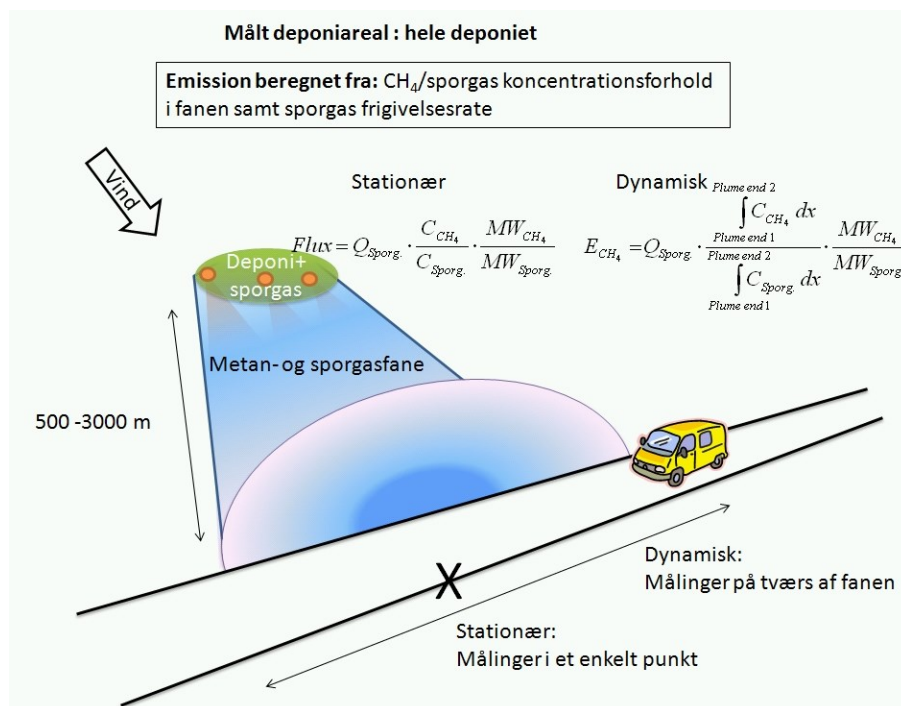
Figur 4.5. Princippet i anvendelse af horisontal (HRPM) og vertikal (VRPM) radial fane måling til bestemmelse af den metanemission fra deponier.

**Ulemper.** Et mobilt DiAL-system er et stort og dyrt (> 100 millioner D.Kr) udstyr monteret i en stor lastbil og meget få er tilgængelige på verdensplan. Metoden har primært været anvendt til kvantificering af flygtige emissioner fra petrokemiske anlæg, mens anvendelsen på deponeringsanlæg stadig er forholdsvis begrænset (Babilotte et al., 2010, 2011, Robinson et al., 2011, Bourn & Browell, 2013). Den største ulempe ved metoden er størrelsen af det analytiske udstyr samt kompleksiteten af datahåndteringen. Lastbilen, der transporterer måleudstyret, kræver gode veje, og udførsel af målinger er derfor afhængig af infrastruktur og vindretning. Udstyret kræver minimum tre mand at operere inkl. en særuddannet chauffør. Også stabile og præcist målte vindforhold er nødvendig for at opnå en præcis kvantificering. Målingerne udføres normalt over nogle timer og tidsmæssige variationer kan derfor være vanskeligt at fange. På større deponier vil det være nødvendigt at udføre flere målinger, grundet laserens begrænsede rækkevidde. I sådanne tilfælde kan det være svært at bestemme hvilket areal, der bidrager til metanfluxen målt gennem det vertikale profil. NPL (National Physics Laboratory) i England råder over to DiAL-udstyr, og har gennemført målinger på flere deponier i England. En målekampagne tager normalt en uge, hvor første dag bruges til at klargøre udstyret. De efterfølgende dage flyttes lastbilen rundt på deponiet (eller i randen af deponiet), og der foretages målinger af emissionen fra forskellige deponienheder.

**Fordele.** Den primære fordel ved metoden er, man i nogle tilfælde (på mindre deponier) vil kunne måle den totale emission fra deponiet og dermed er ude over problemer med rumlig variation. En anden fordel ved metoden er, at den er baseret på et enkelt og robust princip. Bortset fra vindretning og hastighed kræves der ikke andre meteorologiske data til bestemmelse af metanemissionen. Dog skal vindhastigheden i alle målte højder findes, og dette gøres ved



modellering, da der normalt kun måles vindhastighed i én højde ved målebilen. Dette øger usikkerheden, specielt hvis der er niveauforskelle i terrænet mm. Derudover er det muligt at indstille laseren til at måle andre atmosfæriske gasser såsom ethan, brint, svovloxyd, ozon og benzen (Babilotte et al., 2010).



Figur 4.6. Princippet i anvendelse af sporgasdispersionsmetoden (stationær og dynamisk) til bestemmelse af den total metanemission fra deponier.

#### 4.8 Sporgasdispersionsmetoden

Sporgasdispersionsmetoden baserer sig på samtidige målinger af atmosfæriske koncentrationer af metan og en sporgas frigivet med en kendt frigivelsesrate på deponiet (Figur 4.6). Det antages, at metan og sporgas har samme skæbne (spredning, kemisk/fotokemisk omsætning) i luften inden for det tidsrum, hvor målingen foretages. Af denne grund er, sporgasser med relativt lange levetider i atmosfæren ofte blevet anvendt, såsom  $SF_6$ ,  $N_2O$ ,  $C_2H_2$  og  $CO$  (Galle et al., 2001; Green et al., 2010; Scheutz et al., 2011c; Mønster et al., 2014; 2015). Under en kontrolleret frigivelse af sporgas, måles metan og sporgas i fanen nedvinds deponiet, og den totale emission fra deponiet kan da bestemmes ud fra forholdet mellem metan og sporgas, og frigivelsesraten af sporgas.

Sporgasdispersionsmetoden kan udføres med en stationær eller dynamisk tilgang.

##### Stationære sporgasdispersionsmetode

**Metodebeskrivelse.** Den stationære sporgasdispersionsmetode bygger på, at der udføres målinger af metan og sporgas i et enkelt eller i flere punkter i metanfanen nedvinds deponiet. Metoden blev første gang anvendt til bestemmelse af emissionen fra et deponi i 1996 (Czepiel et al., 1996a), hvor sporgassen  $SF_6$  blev frigivet og prøvetagningen blev foretaget vha. evakuerede beholdere placeret på tværs af metanfanen nedvinds deponiet. Efterfølgende er lignende opsætninger blevet anvendt i andre studier (f.eks. Tregoures et al. 1999; Scharff et al. 2009; Babilotte et al. 2008; Scharff og Hensen, 2009; Jacobs et al., 2007). For deponeringsanlæg med dårlige adgangsforhold er en anden fremgangsmåde blevet afprøvet, hvor der blev udført målinger af metan og sporgas i et enkelt punkt men over en længere tidsperiode (Galle et al., 2001). Metoden er senere anvendt til at bestemme



metanemissionen fra en række svenske deponier (Börjesson et al., 2009). For nylig er den stationære sporgasdispersionsmetode blevet anvendt til at kvantificere metanemissionen fra perkolatbrønde, som har vist sig at være en vigtig metanemissionskilde på flere danske deponeringsanlæg (Fredenslund et al., 2010, Scheutz et al., 2011a). Emissionen fra perkolatbrøndene blev kvantificeret ved at nedskalere sporgasdispersionsmetoden, ved at frigive sporgas på bunden af en perkolatbrønd og samtidig måle metan og sporgas kun få meter i vindretningen fra brønden.

*Fordele.* Den afgørende fordel ved metoden er at den kan bruges til at måle den totale emission fra deponiet. En vigtig forudsætning for metodens anvendelse er dog, at sporgassen simulerer emissionen af metan på deponiet. For at opnå en god opblanding af sporgas og metan er det nødvendigt at udføre målingerne i fanen i en tilstrækkelig afstand fra deponiet. Den præcise afstand, afhænger af deponiets fysiske størrelse, de atmosfæriske forhold og topografien mellem deponiet og måletransektet.

*Ulemper.* En stor ulempe ved den stationære sporgasdispersionsmetode er, at det kan være svært at lokalisere metanfanen og bestemme fanens udstrækning i bredden præcist. Metanfanens udstrækning vil variere afhængig af ændringer i vindhastigheden og vindretningen. Luftprøverne tages derfor ofte blindt, og det kan være svært at vide om luftprøverne tages de rigtige steder på tværs af fanen. Ved prøvetagning i kanten af fanen kan der være risiko for at sporgassen ikke simulerer metanemissionen. Det er derfor afgørende, at der er stabile vindforhold under hele prøvetagningsperioden. Dette potentielle problem kan løses ved at lave online koncentrationsmålinger, mens man løbende krydser fanen i vindretningen, dette kaldes den dynamiske sporgasdispersionsmetode.

### **Dynamisk sporgasdispersionsmetode**

*Metodebeskrivelse.* Den dynamiske sporgasdispersionsmetode er baseret på kontinuerlig måling af koncentrationen af metan og sporgas nær jordoverfladen i transekter dækkende hele fanen med efterfølgende integration af koncentrationsprofilerne af metan og sporgas. For at bruge denne metode kræves et analyseudstyr med høj opløsning (kan måle små koncentrationsforskelle i ppb) og kort responstid (kan måle med kort tidsinterval i sekunder) såsom en FTIR (Fourier transform infrared spectroscopy) eller CRDS (cavity ring-down spectroscopy). Metoden har været anvendt på en række svenske lossepladser (Börjesson et al., 2009), amerikanske lossepladser (Green et al., 2010) og danske deponeringsanlæg (Mønster et al., 2015). Metoden er endvidere blevet videreudviklet til at kvantificere metanudslip fra flere kilder tæt på hinanden ved brug to eller flere sporgasser (Scheutz et al., 2011b, Mønster et al., 2014).

*Fordele.* Fordelen ved den dynamiske sporgasdispersionsmetode er enkelheden i sin tilgang. Når fanerne af metan og sporgas er fuldt opblandet, er analyse og beregning af emissionen forholdsvis enkel. Det dynamiske i metoden ligger i at analyseudstyret er mobilt, idet at det er placeret i en bil. Mobiliteten gør det muligt til at dække hele fanen i vindretningen, og en ændring i vindretningen vil blive hurtigt opdages, og der kan korrigeres herfor ved at ændre, hvor der tages prøver. En vigtig fordel ved metoden er at den måler den totale emission fra deponiet inklusiv emissioner fra hotspots og installationer på deponiet, og kan anvendes uafhængig af deponiets struktur eller topografi. Metoden kan anvendes for deponeringsanlæg i alle størrelser. Ved anvendelse på større deponier kan det være nødvendigt at frigive sporgas i flere punkter på deponiet. Metoden kan også anvendes til at forbedre inputdata til invers modellering af metanemissionen. Piccot et al. (1996) og Hensen & Scharff (2003) har f.eks. brugt sporgasmålinger til at bestemme dispersionsparametre til at øge nøjagtigheden ved anvendelse af en spredningsmodel til bestemmelse af emissionen.

*Ulemper.* Ulempen ved metoden er at den er afhængig af vindforholdene (vindhastighed og retning), samt afgangsforskel i form af kørbare veje, hvilket kan gøre det vanskeligt at måle på deponier med begrænset adgang og få omkringliggende veje. Metoden kan ikke bruges til at

kvantificere emissionen fra individuelle kilder på deponiet, dog kan metoden som regel godt anvendes til at identificere emissionskilder på deponiet ved at køre med måleudstyret på deponiet og i deponiets rand. Tilstedeværelse af andre interfererende metankilder som gylletanke, gårdanlæg, komposteringsenheder kan forstyrre målingen. Måleudstyret er relativt dyrt i anskaffelse på grund af den høje følsomhed og driften af udstyret kræver høj ekspertise. En yderligere ulempe er, at målingerne normalt udføres over nogle timer (2-6 timer) måske over et par dage, og dermed kan det være en udfordring af fange den tidsmæssige variation i metanemission.

#### **4.9 Invers fanemodellering ud fra måling af metanfanen**

Ved at kombinere målinger af metanfanen med meteorologiske data, kan emissionen fra en kilde med kendt placering beregnes ved hjælp af en model baseret på teorien om gas dispersion i atmosfæren. Dette kaldes invers modellering. Ved udførsel af invers modellering sættes en emissionsmodel op for deponiet, hvorefter metankoncentrationen beregnes i bestemte punkter nedvinds deponiet. De beregnede koncentrationer sammenlignes herefter med målte metankoncentrationer. Afhængig af udfaldet, justeres modellen (kildestyrken = metanemissionen) reduceres eller forsøges, og placering af kilden ændres, og de nye beregnede koncentrationer sammenlignes igen med de målte. Denne iterative proces gentages indtil at der opnås en acceptabelt overensstemmelse mellem modelberegnete og målte data, og emissionen af metan er hermed bestemt. Invers modellering kan udføres på baggrund af enten stationære eller dynamiske (mobile) målinger af metanfanen.

##### **Dynamiske fanemålinger**

*Metodebeskrivelse.* Samtidig med at der måles forskellige meteorologiske parametre måles metankoncentrationen forskellige steder på tværs af metanfanen fra deponiet. Efterfølgende anvendes invers modellering til at bestemme det metanemission profil, der passer bedst til de målte værdier. En standardmetode til måling af metankoncentrationer, som allerede omtalt i afsnit 4.8, er dynamiske fanemålinger, hvor metanfanen kortlægges ved at køre med et analyseudstyr gennem fanen i en afstand på mellem 500 til 1.500 m fra deponiet. På denne afstand kan det med rimelighed antages, at den atmosfæriske spredning er tilstrækkelig til undgå vertikale koncentrationsforskelle.

Metankoncentrationen måles ofte i ca. 2 meters højde via et luftindtag placeret over målebilen. På grund af den relativt store afstand til deponiet kræves et analyseudstyr med en opløsning, der kan skelne mellem koncentrationsforskelle i ppb-niveau fra en baggrundskoncentration af metan på mellem 1800 and 2000 ppb. Måleudstyr der kan detektere metan i dette niveau indbefatter f.eks. TDL (Tunable Diode Laser), QCL (Quantum Cascade Laser), OFCEAS (Optical Feedback Cavity Enhanced Absorption Spectroscopy), FTIR, og CRDS. Fordelen ved invers fane modellering er, at emissionen for hele deponiet bestemmes inklusiv emission fra gas- og perkolatsystemet og deponiet skråninger, som er svære at bestemme ved andre metoder.

*Fordele.* Metoden kan anvendes for deponeringsanlæg i alle størrelser.

*Ulemper.* Den største ulempe ved metoden er behovet for et avanceret analyseudstyr, samt at metoden kræver en detaljeret emissionsmodel af deponiet. Det er et krav til metoden, at deponiet er beliggende i et relativt fladt terræn med tilgængelige veje i det mindste på den ene side af lossepladsen i en afstand på mellem 500 og 1.500 m fra lossepladsen. Metoden kræver præcise målinger af de meteorologiske forhold så som vindretning, vindhastighed, atmosfærisk tryk, og stabile forhold i forhold til atmosfærisk turbulens.

##### **Stationære fanemålinger**

*Metodebeskrivelse.* Ved anvendelse af invers modellering baseret på stationære målinger, måles metankoncentrationen i et eller flere målepunkter i vindretningen fra deponiet. Målingerne kan

udføres enten ved kontinuerlige koncentrationsmålinger eller ved opsamling af en luftprøve over et bestemt tidsinterval og efterfølgende analyse i laboratoriet (f.eks. Figueroa et al., 2009, Abichou et al., 2012). Der er flere forskellige tilgange til selve prøvetagningen, f.eks. kan der udtages prøver på tværs af metanfanen ved brug af evakuerede prøvebeholdere, som opsamler prøven over et tidsinterval på nogle timer (1-5 timer). Alternativt kan der udtages prøver i flere målepunkter (4 til 8), rundt om deponiet. Når vejrforholdene er fordelagtige (vinden rammer den enkelte prøvebeholder), åbnes prøvebeholderen automatisk og der opsamles en luftprøve over et tidsinterval på ca. 30 minutter. På tilsvarende måde som beskrevet for dynamiske målinger, sammenlignes de målte koncentrationer med en emissionsmodel for deponiet, baseret på inputparametre som vindhastighed og -retning. Der er udviklet forskellige modeller baseret på Gaussisk spredning af gasser. Et eksempel er steady-state modellen AERMOD, der er udviklet af US-EPA, som modellerer den atmosfæriske spredning i det atmosfæriske grænselag (Westbrook, et al., 2007).

*Fordele.* Invers modellering baseret på stationære målinger er et forenklet og billigere alternativ til at udføre dynamiske målinger af fanen med et dyrt og avanceret mobilt måleudstyr (Scharff et al., 2004). Ved opsætning af et automatiserede prøvebeholdere kan udstyret være på standby i længere tid, og når forholdene er gunstige, kan der opsamles prøver.

*Ulemper.* Ulemperne med metoden, hvilket gælder generelt for metoder baseret på modellering er, at der kræves et betydeligt datasæt inklusiv et stort antal inputparametre, hvor kvaliteten af disse vil påvirke resultatet af modelberegningerne betydeligt. Nødvendige faktorer som vindhastighed, vindretning og atmosfærisk turbulens er meget varierende i tid og de korrekte værdier er vanskeligt at måle til beregning præcis model. Resultatet heraf er at metoden ikke kan bruges til at metanemissionen måles særligt præcist, men kun give et groft estimat. Ved anvendelse af en sporgas, som i sporgas dispersionsmetoden beskrevet i afsnit 4.8., kan modellering udelades, hvilket er en væsentlig fordel. Andre ulemper ved metoden er at prøvetagningsbeholdere placeret udenfor deponiet ofte er udsat for tyveri. Dertil kommer, at der skal tages forbehold for andre interfererende kilder ved placeringen af beholderne.

#### **4.10 Diskussion af de forskellige metoder og afsluttende bemærkninger**

Som beskrevet i tidligere afsnit findes, der en række metoder til at måle metanemissionen fra deponier. Der er kun udført relativt få studier, hvor forskellige metoder er sammenlignet. Dertil kommer, at de fleste af metoderne ikke er valideret f.eks. ved, at der udføres emissionsmålinger fra en kontrolleret kilde, hvor metanemissionen er kendt. Sådanne kontrolforsøg kan bruges til at bestemme usikkerheden på emissionsmålingen, hvilket er vigtig at kende for at sige noget om, hvor præcis metoden er.

De to afgørende udfordringer, når man skal måle emissioner fra deponier er som tidligere omtalt den store rumlige og tidslige variabilitet. Flere af metoderne måler emissionen fra et begrænset område af deponiet, hvorved der opnås en emissionsfaktor for det pågældende område. Grundet den store rumlige variation i emissionen vil det ofte være meget unøjagtigt at beregne en totalemission ud fra en emissionsfaktor, der kun er repræsentativ for et mindre område. Anvendelse af f.eks. fluxkamre vil ofte føre til en væsentlig underestimering af totalemissionen, og kan derfor ikke anbefales til at bestemme totalemissioner fra deponier (Scheutz et al., 2010; Babilotte, 2011). Metoder som mikrometeorologiske metoder (Eddykovarians- og 1D-massebalancemetoden) og radialfanemåling har lignende problemer, da de ligeledes kun måler emissionen fra en mindre del af deponiet. For disse metoder gælder endvidere, at det er svært at bestemme præcist, hvilket område emissionen repræsenterer (både placering og størrelse), og det er dermed svært at beregne en emissionsfaktor. Dertil kommer usikkerheden forbundet med antagelsen om, at den målte emission fra det begrænsede område er repræsentativ for hele deponiet. Alle tre metoder har også deres begrænsninger i forhold til, hvor på deponiet de kan

anvendes. Fluxkamre kan f.eks. ikke anvendes til at måle emissionen fra fysiske installationer på deponiet, som perkolatbrønde e.lign. Radialfanemålinger og til dels også fluxkamre og mikrometeorologiske metoder kan ikke anvendes til at bestemme emissionen fra deponiets skråninger, og da det tit er her, de højeste emissioner ses, er det en betydelig begrænsning af metodernes anvendelse, når ønsket er at bestemme en samlet emission fra deponiet.

Metoder som DiAL og sporstofdispersionsmetoden måler derimod den samlede emission fra deponiet, idet metanfanen måles i dens fulde bredde. Metoderne kan derfor måle den totale emission fra deponiet uafhængig af deponiets udformning og er uafhængig af hvorfra emissionen sker (skråninger, brønde, åbne celler, e.lign.). Adgangen til at udføre målinger med DiAL er dog begrænset, da der kun findes få af disse store og komplicerede målebiler på verdensplan.

Sporgasdispersionsmetoden er en god metode, og der findes nu en mobil analyseplatform der kan udføre metanmålinger i ppb-niveau i Danmark. Metoden vurderes som værende den mest nøjagtige, og er blevet anvendt til at kvantificere emissionen fra en række svenske, amerikanske og danske deponier (Mønster et al. 2014; 2015; ). Metoden er fornyligt valideret i et dansk studie, hvor der blev etableret en kendt kontrolleret udledning af metan, som blev kvantificeret ved hjælp af sporgasdispersionsmetoden (Mønster et al. 2014). Resultaterne vist at emissionen kan bestemmes ned til 1 kg/t og med en usikkerhed på ca. 10%, når der er optimale forhold som gode kørbare veje og vejrforhold (Mønster et al. 2015). Danske studier har endvidere vist, hvordan metoden kan bruges til at kvantificere emissionen fra individuelle kilder på deponiet, det være sig individuelle celler, eller fra komposteringsanlæg på pladsen (Mønster et al., 2014). Metodens begrænsning ligger i at emissionen kun måles over et relativt kort tidsinterval oftest 4-6 timer. De fleste af metoderne har tilsvarende begrænsning, når det kommer til at måle den tidlige variation i emissionen. Det er kun de mikrometeorologiske metoder samt den invers modellering baseret på statiske fanemålinger, der kan give et billede af emissionen over et længere tidsinterval. Begge metode kan sættes op til tage kontinuerte målinger. Desværre er begge metoder også ret unøjagtige, da der kræves anvendelse af en model til f.eks. at bestemme det bidragende emissionsområde, hvor der skal bruges flere usikre inputparametre.

Herunder gives en skematisk oversigt over de præsenterede kvalitative (Tabel 4.1) og kvantitative (Tabel 4.2) teknikker til brug for monitorering af gasemissioner fra deponier.

Tabel 4.1. Oversigt over kvalitative rekognosceringsteknikker, som kan være nyttige til at finde "hot spots" med potentielt forhøjede metanemissioner på deponeringsanlæg dels i afdækningslaget men også i forbindelse med utætte installationer som f.eks. gas og perkolatopsamling. Rekognosceringsteknikker kan således være vigtige redskaber i den daglige drift af deponiet. Rekognosceringsteknikker bør anvendes i kombination med kvantitative teknikker beskrevet i afsnit 4.2-4.9 samt i tabel 4.2.

Metode og status	Fordele	Ulemper
<p><b>Metanscreening ved håndholdt FID (Flammeionisationsdetektor) eller anden feltgasanalysator</b> Kvalitativ eller semi-kvantitativ måling af atmosfærisk metan i et punkt lige over deponiets overflade eller i luften tæt på installationer. Kan udføres som individuelle punktmålinger, eller som en integreret måling ved hjælp af systematiske målinger i et net eller tilfældig måling. Målingerne udføres ved at gå over deponiet.</p> <p>Metanscreeninger er et udbredt værktøj til at afsøge deponiets overflade eller installationer for utætheder. Ofte anvendt som et redskab til at bestemme behovet for vedligeholdelse/udbedring af afdækning samt installationer.</p>	<p>Hurtig og enkel at anvende i felten. Ældre teknik oprindeligt brugt til lækagesøgning i naturgasdistributionssystemer.</p> <p>Relativt billig - kræver kun et FID instrument og en GPS (Global Positioning System). I dag findes FID-instrumenter med integreret GPS.</p>	<p>Kan ikke bruges til at estimere en kvantitativ metanemission De observerede metankoncentrationer er resultatet af en række forskellige faktorer, hvilket kan besværliggøre tolkning, herunder:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) andre interfererende metankilder, der ikke skyldes deponering,</li> <li>2) andre kulbrintekilder (en FID er ikke specifik for metan),</li> <li>3) meteorologiske variabler (esp vindhastighed / retning),</li> <li>4) jordfugtighed, og</li> <li>5) deponiets topografi.</li> </ol>
<p><b>Termisk infrarød kortlægning</b> Infrarød (IR) undersøgelse ved termisk infrarøde feltteknikker registrerer punkter eller områder, hvor temperaturen er hævet over baggrund. Antager at høje temperaturer falder sammen med emission af varm deponigas. Målinger udføres enten direkte på deponiet eller evt. fra fly med variabel skala og med variabel følsomhed.</p>	<p>Hurtig og enkel at anvende i felten.</p> <p>Prisen er afhængig af kortlægningens omfang og skala. Håndholdte infrarøde kameraer er relativt billige og lette at anvende, mens mere komplekse kameraer med høj opløsning evt. kombineret med drone overflyvninger er væsentligt dyrere og kræver særligt uddannet personale.</p>	<p>Bør anvendes med stor forsigtighed. Skal overveje flere årsager til observerede termiske anomalier f.eks. affald på overfladen, der nedbrydes aerobt, eller affald med stor varmeabsorption som sort plastik eller områder med høj biologisk aktivitet (respiration eller metanoxidation).</p> <p>Under forhold med høj lufttemperaturer kan temperatur anomalier være svage, og metoden derfor uanvendelig.</p> <p>Fly/drone applikationer er dyre og er vejrfølsomme.</p>
<p><b>Visuel inspektion uden gasanalysator eller infrarød kamera.</b> Simpel visuel inspektion af tilstanden af deponiets afdækning, helst med GPS således at der kan refereres til oversigtskort. Selvom metan er lugtfri, har lossepladsgas en karakteristisk lugt på grund af indholdet af lugtende sporgaskomponenter.</p>	<p>Hurtig og enkelt. Bør indgå som en del af den faste inspektionsrutine. Kan udføres af deponiets personale. Personalet skal instrueres i at holde øje med lugt af deponigas samt revner, sætninger, vegetationsskader e.lign. i afdækningen.</p>	<p>Meget subjektiv vurdering med mange mulige påvirkninger, herunder vindhastighed og retning, jordfugtighed, deponiets topografi, og udformning og vedligeholdelse af deponiets af afdækning.</p>

Tabel 4.2. Oversigt over målemetoder til kvantifiering af metanemissionen fra deponier. Metoderne adskiller sig først og fremmest fra hinanden ved størrelsen af det areal, som den målte emission repræsenterer. Metoderne er listet således at arealet hvorfra emissionen måles er stigende ned gennem tabellen. Punktmålinger med gasprober og fluxkamre ( $\leq \text{m}^2$  området) omtales først og til slut omtales fuld-skalamålemetoder ( $> \text{km}^2$  området).

Anvendelse og status	Fordele	Ulemper
<b>Poregasmålinger (PGM)</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Måling af poregassammen-sætningen samt trykgradienter i afdækningslaget til beregning af flux ved hjælp af ligninger for diffusiv og trykdrevet flux.</li> <li>Kun anvendt i få studier af ældre dato til bestemmelse af flux. Er derimod brugt som grundlag for transportmodeller i flere studier.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Nyttig til at forstå det relative bidrag fra diffusive og konvektive transport-mekanismer, herunder indflydelse af kortvarige barometriske trykændringer, passerende vejfronter, og vind-induceret fluxe.</li> <li>PGM kan bruges til at observere zoner med metanoxidation</li> <li>PGM kan være nyttige til at forstå retning af diffusiv flux, tilstedeværelse af andre kilder og dræn, og supplere observationer fra andre målemetoder f.eks. fluxkamre.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Tid- og arbejdskrævende</li> <li>PGM er en punktmåling med en meget begrænset arealmæssig udstrækning (<math>&lt; 1 \text{ m}^2</math>).</li> <li>Kan ikke bruges direkte til at estimere en kvantitativ metanemission.</li> <li>Lav tidlig opløsning (<math>&lt; \text{time}</math>)</li> <li>Svært at tolke resultaterne grundet en ofte høj rumlig variation (3D) i både affald og afdækning.</li> </ul>
<b>Statiske fluxkamre</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Anvender et lukket kammer uden bund, der placeres på jordoverfladen, hvorefter stigningen i metankoncentrationen inde i kammeret måles over en kort tidsperiode (<math>&lt; \text{time}</math>).</li> <li>Metoden er velkendt og oprindeligt brugt til at måle fluxe fra terrestriske økosystemer.</li> <li>Mest almindelige metode til bestemmelse af emissioner fra deponering.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Metoden er meget enkel at udføre og kræver ikke avanceret analytisk udstyr.</li> <li>Metoden er i stand til at detektere små fluxe af metan både positive (frigivelse af metan) men også negative fluxe (optagelse af atmosfærisk metan).</li> <li>Metoden kan som den eneste metode bruges til at måle fluxe af <math>\text{CO}_2</math>, NMVOCs, og stabile carbonisotoper</li> <li>Metoden evt. kombineret med gasprofilmålinger er en velafprøvet og velegnet metode til at øge forståelsen af de faktorer, der styrer metanemission og oxidation, f.eks. tryk, nedbør og temperatur.</li> <li>Metoden kan kombineres med kvalitative metan screeningsmetoder til identifikation af hotspots</li> <li>Metoden er ikke følsom over for variationer i topografi, eller interfererende metankilder.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Tid- og arbejdskrævende.</li> <li>Måler emissionen fra et meget begrænset område (<math>&lt; 1 \text{ m}^2</math>). Der skal udføres mange målinger og anvendes geostatistiske teknikker til at opskalere den målte emission fra kammerområdet til en total emission fra hele deponiet.</li> <li>Lav tidlig opløsning (<math>&lt; \text{time}</math>)</li> <li>Selve indføringen af et fluxkammer i jordafdekningen kan forstyrre emissionen f.eks. ændringer i den drivende kraft eller fjernelse af vegetation.</li> <li>Måler den diffusive flux, kan ikke anvendes ved høje fluxe og fluxe, der skyldes trykforskelle.</li> </ul>
<b>Dynamiske fluxkamre</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Meget lig det stationære fluxkammer, dog med den forskel at kammeret kontinuerligt skylles med luft for at undgå fejl som følge af trykopbygning og koncentrationsophobning forårsaget af emissionen fra overfladen.</li> <li>Er anvendt i flere studier på deponier, men i mindre omfang end de stationære fluxkamre</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Har samme fordele som det statiske fluxkammer bortset fra at man ikke kan kvantificere negative metanfluxe og heller ikke NMVOC fluxe.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Har samme ulemper som det statiske fluxkammer, og kan ikke bruges til at kvantificere lave metanfluxe og heller ikke NMVOC fluxe pga fortyndingen i kammeret.</li> </ul>
<b>Mikrometeorologiske metoder – Eddy kovarians</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>Måler udvekslingen af vertikale gas-fluxe over en overflade. Fluxen af metan gennem et imaginært horisontalt plan over deponiets overflade bestemmes ved at måle gennemsnittet af produktet af metankoncentrationen og den lodrette komponent af den lokale vindhastighed.</li> <li>Metoden har været anvendt til at måle fluxe af <math>\text{CH}_4</math>, <math>\text{N}_2\text{O}</math>, <math>\text{CO}_2</math> og <math>\text{H}_2\text{O}</math>-damp fra naturlige økosystemer, landbrugsjord, laguner, mm.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Metoden giver mulighed for kontinuerlige målinger over længere tidsperioder (måneder).</li> <li>Metoden måler en flux fra et større areal - væsentlig større en ved anvendelse af fluxkamre.</li> <li>Udstyret er relativt enkelt og billigt, dog kræves udstyr der kan måle med en høj frekvens (<math>\sim 10</math> gange per sekund).</li> <li>Udover metankoncentrationer kræves udstyr der kan måle vindretning og vindhastighed med høj frekvens</li> <li>Metoden kan afhængigt af den analytiske enhed måle både metan og kuldioxid, hvilket kan give viden om metanoxidation.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Metoden bestemmer emissionen fra et begrænset areal</li> <li>Det præcise areal samt arealets beliggenhed er afhængig af måle højde, samt vindforhold og er ikke kendt på forhånd. Arealet bestemmes ved modellering</li> <li>Der skal udføres flere målinger for at dække hele deponiet</li> <li>Ikke anvendelig på deponier med meget varierende topografi</li> <li>Metodens anvendelighed på deponier er meget omdiskuteret</li> <li>Kan ikke bruges til at måle negative metanfluxe</li> </ul>

<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden har været anvendt på deponier i begrænset omfang.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bedst egnet til fladt terræn.</li> <li>• Målingerne forstyrrer ikke jordoverfladen eller vegetationen og dermed metanfluxen.</li> </ul>	
<p><b>Mikrometeorologiske metoder – Masse balance-metoden</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Måler metankoncentrationen i forskellige højder over deponiets overflade. Ved samtidigt at måle vindhastigheden og sammenholde den med de målte koncentrationer, kan den horisontale flux af metan beregnes, som repræsenterer emissionen fra området opvinds af prøvetagningsstedet.</li> <li>• Højden af målepunktet bestemmer størrelsen af kildeområdet, som bidrager til de forhøjede koncentrationer af metan.</li> <li>• Metoden har været anvendt på deponier i Holland</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden har generelt samme fordele som Eddy kovarians-metoden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden har generelt samme ulemper som Eddy kovarians-metoden</li> </ul>
<p><b>Radial plume mapping</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Måler massen af metan, der krydser to lodrette plan placeret hhv. opvinds og nedvinds et emissionsområde. Metanfluxen gennem de lodrette planer bestemmes ud fra produktet af metankoncentrationen i luften og vindhastigheden målt i hvert enkelt punkt i de to planer.</li> <li>• Metankoncentrationen måles med lasere med en rækkevidde på ca. 200 m.</li> <li>• Har været anvendt på en række deponier i USA</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden måler fluxen fra et større areal</li> <li>• Metoden anvender relative billige lasere.</li> <li>• Metoden er velafprøvet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden bestemmer emissionen fra et større areal, dog ikke hele deponiet, hvorfor der skal udføres flere målinger for at dække hele deponiet</li> <li>• Det præcise areal, der bidrager til den målte flux, bestemmes ved modellering</li> <li>• Metoden kræver målinger af vindforhold</li> <li>• Lav tidlig opløsning (&lt; 5 timer)</li> <li>• Ikke anvendelig på deponier med meget varierende topografi</li> <li>• Måle-set-up med reflektorer mm. er ganske kompliceret og tidskrævende</li> <li>• Kræver specialiseret personale at udføre målinger</li> <li>• Metoden er svær at forstå for tredjepart</li> <li>• Kan ikke bruges til at måle negative metanfluxe</li> </ul>
<p><b>Differential absorption LiDAR method</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden kombinerer målinger af det vertikale koncentrationsprofil med vindhastigheden i forskellige højder, hvorved emissionen fra deponiet kan beregnes.</li> <li>• Koncentrationsprofilet måles med en langtrækkende pulserende laser, der kan indstilles i alle retninger, hvorved det samlede vertikale koncentrationsprofil kan kortlægges.</li> <li>• Laseren har en lang rækkevidde ca. 800 m.</li> <li>• Metoden er brugt på en række deponier i England</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden måler fluxen fra et stort areal</li> <li>• Metoden er baseret på et enkelt og robust princip</li> <li>• Metoden kan anvendes for deponeringsanlæg i alle størrelser.</li> <li>• Metoden er velafprøvet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden bestemmer emissionen fra et stort areal, dog ikke hele deponiet, hvorfor der skal udføres flere målinger for at dække hele deponiet</li> <li>• Det præcise areal, der bidrager til den målte flux, bestemmes ved modellering</li> <li>• Lav tidlig opløsning (&lt; 5 timer)</li> <li>• Ikke anvendelig på deponier med meget varierende topografi</li> <li>• Kræver gode adgangsforhold i form af veje både på og omkring deponiet</li> <li>• Metoden anvender et meget dyrt udstyr, placeret i en stor lastbil.</li> <li>• Udstyret kræver 3-6 mand at operere.</li> <li>• Der findes pt. max. tre målebiler i verden</li> <li>• Metoden kræver målinger af vindforhold</li> <li>• Kan ikke bruges til at måle negative metanfluxe</li> </ul>
<p><b>Sporgasdispersionsmetoden - dynamisk</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden er baseret på kontinuerlig måling af koncentrationen af metan og sporgas nær jordoverfladen i transekter dækkende hele fanen med efterfølgende integration af koncentrationsprofilerne af metan og sporgas.</li> <li>• Metoden har været anvendt på en række svenske, amerikanske og</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Måler den samlede emission fra deponiet herunder emission fra installationer mm.</li> <li>• I nogle tilfælde kan metoden måle emissionen fra individuelle deponienheder/celler</li> <li>• Metoden er baseret på et enkelt og robust princip</li> <li>• Metoden har en lav usikkerhed, når målinger udføres under gode forhold</li> <li>• Måling af vindforhold er ikke nødvendig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kræver et analyseudstyr med høj opløsning (kan måle små koncentrationsforskelle i ppb) og kort responstid (kan måle med kort tidsinterval i sekunder)</li> <li>• Lav tidlig opløsning (&lt; 5 timer)</li> <li>• Kræver kørbare veje i passende afstand fra deponiet</li> <li>• Kræver stabile vejrforhold</li> <li>• Kræver specialiseret personale at udføre målinger</li> </ul>

danske deponier.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden er ikke afhængig af modellering</li> <li>• Metoden er velafprøvet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kan ikke bruges til at måle negative metanfluxe</li> <li>• Andre metankilder i området kan interferere med metanmålingerne</li> </ul>
<b>Invers fanemodellering ud fra måling af metanfanen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Samtidig med at der måles forskellige meteorologiske parametre måles metankoncentrationen forskellige steder på tværs af metanfanen fra deponiet.</li> <li>• Efterfølgende anvendes invers modellering til at bestemme det metanemission profil, der passer bedst til de målte værdier.</li> <li>• Brugt til bestemmelse af emissionen fra en lang række af kilder inkl. deponier</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Måler den samlede emission fra deponiet herunder emission fra installationer mm.</li> <li>• Findes flere forskellige software ,der kan anvendes til modellering</li> <li>• Velkendt metode til at bestemme emissionen fra en lang række af kilder</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metoden har de samme ulemper som sporgasdispersionsmetoden</li> <li>• Metoden baseret på modellering og der kræves et betydeligt datasæt inklusiv et stort antal inputparametre</li> <li>• Kvaliteten af inputparametre vil påvirke resultatet af modelberegningerne betydeligt.</li> <li>• Metoden kræver data i form af vindhastighed, vindretning og atmosfærisk turbulens som alle er meget varierende i tid og de korrekte værdier er vanskeligt at måle til beregning præcis model.</li> <li>• Metoden giver et groft estimat af emissionen.</li> </ul>



# 5. Moniteringsprogrammer for tiltag til imødegåelse af gasemissioner

Som nævnt i indledningen kræver ”Bekendtgørelse om deponeringsanlæg”, at gassen håndteres via energiudnyttelse, affakling eller på anden måde, samt at der gennemføres monitoring i tilknytning hertil – uden dog at give mange detaljer specielt i forhold til monitoring af gasemissionen. Som beskrevet i kapitel 2 vil deponigas blive dannet i deponeringsenheder, som modtager affald med indhold af organisk stof. Dannelsen vil starte efter en kort lagfase og vil fortsætte i hele *driftsperioden*, og fortsætte ind i *efterbehandlingsperioden* efter at deponeringsenheden er nedlukket og ikke modtager mere affald.

I dette kapitel gives forslag til, hvordan der kan gennemføres monitoring på miljøgodkendte affaldsdeponeringsanlæg gældende for både *driftsperioden* og *efterbehandlingsperioden*. Det tænkes, at monitoringen fortsætter indtil, at metanemissionen falder under en grænseværdi – et såkaldt stopkriterie. I næste kapitel opstilles der forskellige principper for, hvordan stopkriterier kan fastsættes. Forslaget til moniteringsprogram forsøges at opstilles generelt og således uafhængigt, af hvordan deponiejereren har valgt at imødegå gasemissionen. Ud fra information indsamlet fra danske deponier kan der opstilles følgende scenarier med hensyn til tiltag til imødegåelse af gasemission:

1. Gassen opsamles og energiudnyttes i gasmotor eller anden udnyttelsesfacilitet
2. Gassen opsamles og afbrændes i affaklingsanlæg
3. Gassen opsamles og ledes aktivt (ved brug af pumper) til biofilteranlæg/kompostbede
4. Gassen ledes passivt (uden brug af pumper) til biofilteranlæg/kompostbede
5. Gassen ledes passivt (uden brug af pumper) gennem deponiets jorddække
6. Ingen etableret imødegåelsesaktivitet. Gassens mængde og skæbne er ukendt

Herudover kan der forekomme kombinationer af de ovennævnte muligheder inden for et enkelt deponi, ligesom at ét scenarie kan efterfølge et andet (f.eks. etablering af et biofilteranlæg efter at et udnyttelsesanlæg er blevet gammelt og urentabelt). Kapitel 3 giver flere tekniske detaljer vedrørende de forskellige alternative imødegåelsesaktiviteter.

## 5.1 Monitering af metanemission

Som beskrevet i kapitel 4 forefindes der nu en pålidelig, gennemtestet og dokumenteret metode til måling af den totale metanemission fra et deponi. Metoden er, som beskrevet, baseret på sporstof-dispersionsmetoden. Det anbefales at benytte denne metode som den gennemgående metode til måling af metanemissionen fra et affaldsdeponi. Det anbefales, at der i starten gennemføres mindst to årlige målinger af den totale metanemission ved hjælp af sporstofdispersionsmetoden. På længere sigt kan man vælge at nedsætte målefrekvensen, så der ikke måles hvert år. Box 5.1 giver en detailprocedure for gennemførelse af totalmåling med brug af den dynamiske sporstoffortyndings-metode.

**Box 5.1 Detailprocedure for gennemførelse af totalmåling med brug af den dynamiske sporstofdistributionsmetode.**

Den dynamiske sporstofdistributionsmetode er en relativ ny metode til kvantificering af metanemissioner fra deponier, og der findes ikke en officiel guideline eller standard for, hvordan en målekampagne skal udføres. DTU Miljø har i forbindelse med arbejdet med udvikling og dokumentation af metoden lavet en beskrivelse "Best practice" for, hvordan emissionsmålinger fra deponier skal udføres.

(1) Indledende indhentes viden om deponiets fysiske udformning (areal, affaldsceller, perkolatbrønde, gasopsamlingsinstallationer, tilstedeværelse af andre aktiviteter på deponiet f.eks. komposteringsanlæg, mm.). På baggrund heraf vurderes mulige gasemissionsveje og andre potentielle metankilder på deponiet. Deponiets geografiske placering samt mulige kørbare veje til måling af metanfanen identificeres ved hjælp af kortmateriale evt. Google Maps. Der skal være kørbare veje i en afstand fra deponiet svarende til ca. 5 gange bredden af deponiet, samt ingen forstyrrende metankilder (stalde, biogasanlæg, spildevandsrensingsanlæg, mm.) mellem deponiet og målevejen eller umiddelbart opvinds deponiet. De optimale vindforhold (primær vindretning) kortlægges i forhold til mulige kørbare veje.

(2) Der afsættes en tidsperiode på 4-5 dage, hvor vejrudsigten følges nøje. Målingerne udføres den dag, hvor følgende er gældende:

1. Vindretningen er optimal i forhold til de mulige kørbare veje og interfererende metankilder
2. Vindhastigheden er mellem 2 og 10 m s<sup>-1</sup>
3. Det atmosfæriske tryk er stabilt omkring det gennemsnitlige tryk i området

(3) På måledagen udføres en indledende screening, hvor metankoncentrationen måles på selve deponiet, i randen af deponiet samt i området omkring deponiet. Formålet med den indledende screening er at identificere mulige emissionsområder for at kunne placere sporflaskerne således, at sporstoffrigivelsen simulerer metanemissionen bedst muligt. Screeningen udført i området omkring deponiet har til formål at undersøge for mulige interfererende metankilder i området. Hvis der er begrænset adgang til deponiet (dvs. få kørbare veje), kan der anvendes en håndholdt metandetektor f.eks. en Flamme Ioniserings detektor (FID), til at finde og/eller tjekke potentielle emissionsveje f.eks. områder med vegetationsskader, revner i afdækningslaget, skråninger, perkolatbrønde, e.lign.

(4) Efter screeningen udføres en baggrundsmåling opvinds deponiet.

#### Box 5.1 fortsat...

(5) Gasflasker med sporstof (acetylen) placeres på de vigtigste emissionsområder (typisk 2 til 4 flasker) med en samlet sporstoffrigivelse på typisk  $1-2 \text{ kg h}^{-1}$ . Det er afgørende, at den præcise frigivelsesrate kendes. Hertil anvendes præcisionsflowmetre, og som et ekstra tjek vejes alle gasflasker før og efter udførelsen af en målekampagne. En frigivelse af sporgas på  $0,5 \text{ kg h}^{-1}$  vil give en stabil frigivelse over en periode på minimum 4 timer, når man bruger standard 21 L acetylenflasker. Som en ekstra kontrol, sammenlignes den målte frigivne mængde sporgas med den frigivelse, der beregnes på baggrund af gasflaskernes vægtændring.

(6) Fanerne af metan og sporstof nedvinds deponiet lokaliseres ud fra on-linemålinger udført med det mobile analyseudstyr, og der udføres minimum 10 traverseringer af metan- og sporstoffanen. Det er vigtigt, at måletraverset dækker hele fanen, således at målebilen først vendes, når man er sikker på, at man er ude af fanen, altså at der måles baggrund på udstyret. Hvis der ikke er et godt match mellem metan- og sporstoffanen kan placeringen af sporstofflasker ændres, så metanfanen simuleres bedre, og der måles igen. En alternativ mulighed kan være, at udføre målingerne længere nedvinds for at få et bedre match mellem metan- og sporstoffanen.

(7) Når der er udført minimum 10 gode traverseringer stoppes frigivelsen af sporgasserne, og der laves en opvindsmåling for at tjekke evt. ændringer i baggrundskoncentrationen. Hvis målekampagnen forløber over en længere tidsperiode, bør der med jævne tidsmellemlum udføres en baggrundsmåling.

(8) Ved beregning af metanemissionen fratrækkes baggrundskoncentrationerne af metan og sporstof de målte koncentrationer i fanen. Der beregnes en gennemsnitsbaggrundskoncentration ud fra de udførte målinger før, under og efter traversering af metan- og sporstoffanen. Til bestemmelse af forholdet mellem sporgas og metan, som er centralt i beregningen af metanemissionen, integreres hver enkelt målte fane af metan og sporgas og forholdet mellem de to størrelser bestemmes. Dette har vist sig at være den mest præcise fremgangsmåde (giver den laveste usikkerhed) (Mønster et al., 2014a).

Ved måling flere gange om året gennemføres målingerne jævnt fordelt over året – ved to årlige målinger; én om sommeren og én om vinteren, idet den biologiske aktivitet i jordlag og/eller biofiltre kan være afhængig af temperaturforhold. Emissionen indberettes årlig som gennemsnittet af de udførte målinger.

For de ovennævnte alternative imødegåelsesaktiviteter, hvor der sker en kontinuerlig gasopsamling (scenarie 1-3), skal gasflowet og metankoncentrationen måles kontinuerlig – og især på tidspunktet for måling af metanemissionen fra deponiet. På basis af målingerne udregnes en opsamlingseffektivitet ved brug af følgende formel (idet der ses bort fra gasmigration og gasophobning i den generelle metanbalance givet i kapitel 2):

$$\text{Opsamlingseffektivitet (\%)} = 100\% \cdot \text{Metan}_{\text{oppumpet}} / (\text{Metan}_{\text{oppumpet}} + \text{Metan}_{\text{emitteret}} + \text{Metan}_{\text{oxideret}}).$$

Det kan blive nødvendigt at estimere graden af metanoxidation – eller se helt bort fra dette led.

For scenarie 4 og 5 kan man om muligt kortslutte tilledningen (hvis den passive tilledning sker via rørføringer) med fri afluftning af gassen til atmosfæren efterfulgt af måling af totalemissionen. Der bør gå noget tid før at målingen gennemføres (typisk 4-6 dage) for at stabilisere gasophobningen. Emissionen kan derefter sammenlignes med emissionen under normal drift (dvs. uden kortslutning), og effektiviteten for imødegåelsen kan estimeres.

I nogen tilfælde sker gasstrømningen ukontrolleret, og det er ikke muligt at ”kortslutte” imødegåelsesaktiviteten (især i forbindelse med scenarie 5 og 6). I sådanne tilfælde er det vanskeligt at udregne en imødegåelseeffektivitet. Der kan dog udregnes et groft skøn baseret på et estimat af gasproduktionen f.eks. baseret på den danske PRTR-gasproduktionsmodel (Scheutz & Kjeldsen, 2010) (PRTR står for Pollutant Release and Transfer Register).

Moniteringsprincipperne for de seks scenarier er sammenfattet i nedenstående Box 5.2.

Den årlige indberetning af metanemissionen kan, som beskrevet, lede til en beregning af en imødegåelseeffektivitet for den aktivitet, som er i kraft i det pågældende indberetningsår. Det ville være naturligt at stille krav til at imødegåelseeffektiviteten var over en vis værdi. Det er dog vanskeligt at vurdere, hvad en fornuftig og realistisk værdi skal være, eftersom der kun i ganske få tilfælde er udregnet effektiviteter for danske og udenlandske deponier (grundet den historiske manglende mulighed for at måle totalemissionen – som der nu er rådet bod på med den fuldt dokumenterede sporstofdispersionsmetode) – se afsnit 3.1. Vores vurdering er, at det i de fleste tilfælde er muligt at opnå en effektivitet på 80%. Denne vurdering baseres på erfaringer dels fra gasopsamlingsanlæg samt fra biocoversystemer. Der er set effektiviteter på over 90% i biocovers på Klintholm og AV Miljø samt i udenlandske biocovers. For gasopsamlingssystemer er set meget varierende effektiviteter fra 30 til 90%. Samlet skal dog nævnes, at effektiviteten af gasopsamlingsanlæg kun er målt på relativt få anlæg, hvorfor datagrundlaget er meget begrænset. For deponeringsenheder i *driftsperioden*, hvor der modtages affald med væsentlige mængder af organisk stof, kan det være vanskeligt at opnå høje imødegåelseeffektiviteter, og i sådanne tilfælde kan der stilles mindre restriktive krav.

Hvis den konkrete estimerede/beregnete imødegåelseeffektivitet er mindre end 80%, anbefaler vi, at der stilles krav til udarbejdelse af en plan for supplerende monitoring og tiltag til optimering af imødegåelses-systemet.

**Monitering – når gassen opsamles (Scenarie 1-3)**

- Gasopsamlingen beregnes ud fra gasflow ( $\text{m}^3/\text{time}$ ) og metanindhold (%vol. omsat til  $\text{kg}/\text{m}^3$ )
- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden – i starten to gange årligt
- Opsamlingseffektivitet, E (%) udregnes:  
$$E = 100\% \cdot \text{Metan}_{\text{oppumpet}} / (\text{Metan}_{\text{oppumpet}} + \text{Metan}_{\text{emitteret}} + \text{Metan}_{\text{oxideret}})$$
- $\text{Metan}_{\text{oxideret}}$  kan enten måles, sættes til 10% af emitteret, eller helt udelades. Metanoxidationen kan bestemmes vha. måling af stabile carbon isotoper i den rå deponigas samt i den emitterede deponigas. På nuværende tidspunkt er ikke en metode, der udbydes kommercielt i Danmark. Hvis det ikke er muligt at måle metanoxidationen, bør den sættes til max. 10%, som er den værdi, IPCC anbefaler. Såfremt at det vides, at metangassen ikke undergår betydelig oxidation pga. af direkte udslip via hotspots, perkolatsystem e.lign anbefales det, at metanoxidationen udelades.
- Hvis opsamlingseffektiviteten er mindre end 80% igangsættes supplerende monitering og tiltag til optimering af imødegældessystemet

**Monitering – ved passiv tilledning via rørsystem til biocoversystem (Scenarie 4)**

- Gastilførslen kortsluttes med fri afluftning til atmosfæren
- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden både under normal drift og under afluftning
- Imødegåelseeffektivitet, E (%) udregnes:  
$$E = 100\% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret under normal drift}} / \text{Metan}_{\text{emitteret under afluftning}})$$
- Hvis opsamlingseffektiviteten er mindre end 80% igangsættes supplerende monitering og tiltag til optimering af imødegældessystemet

**Monitering – ved passiv tilledning til deponiets jorddække eller biovinduer (Scenarie 5-6)**

- Gastilførslen kan (formentlig) ikke kortsluttes
- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden under normal drift
- Det er en fordel, hvis metanemissionen er bestemt før etablering af passiv imødegældessystem, ELLERS
- Metanproduktionen estimeres vha. PRTR-gasproduktionsmodel
- Et skøn på imødegåelseeffektivitet, E(%) beregnes:  
$$E = 100\% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret under normal drift}} / \text{Metan}_{\text{produceret (estimeret via model)}})$$
  
eller  
$$E = 100\% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret under normal drift}} / \text{Metan}_{\text{emitteret for system-etablering}})$$
- Hvis opsamlingseffektiviteten er mindre end 80% igangsættes supplerende monitering og tiltag til optimering af imødegældes-systemet

## **5.2 Supplerende monitoring med henblik på systemoptimering**

Hvis imødegåelseeffektiviteten ikke lever op til den krævede mindsteværdi (de 80%) kræves yderligere monitoring til dokumentation af årsagerne til det forhøjede metanudslip. Som beskrevet i kapitel 2 kan der forekomme områder eller installationer med specielt høje metanemissioner. Det kan være jordafdækning, som er tyndere, eller hvor der har været brugt jord med en generelt højere gasgennemtrængelighed. Sådanne forhold er ofte set på deponiskrænter og andre skrånende jordområder og kan være et resultat af jorderosion som følge af kraftige regnskyl. Der er også eksempler på væsentlige punktudslip hidrørende fra utætte perkolatboringer (Fredenslund et al., 2010), utætte gasrørføringer og –installationer, mm.

Væsentlige punktudslip og hot spot-områder kan erkendes ved hjælp af forskelligt screeningsudstyr, som beskrevet i kapitel 4. Her vil indledende målinger med en FID-detektor, som har høj følsomhed for lave koncentrationer af metan (eller eventuelt termisk kortlægning med et infra-rødt kamera), være meget anvendelige. Der kan anvendes et systematisk net af målinger med 10-25 meters afstand afhængig af deponiets størrelse. Dette bør suppleres med målrettede målepunkter, f.eks. ved områder, hvor vegetationen bærer præg af skader hidrørende fra deponigas, ved synlige sprækker i jorden, omkring og i perkolatboringer og andre installationer ført gennem jorddækket, samt frit tilgængelig dele af gasekstraktionssystemet. Findes klare tegn på væsentlige forhøjede målinger med FID-detektor ( $> 25\text{ppm}$ ) laves en plan for, hvordan emissioner fra disse områder/punkter kan reduceres. Som nævnt er der eksempler på, at der sker væsentlige emissioner fra perkolatboringer (Fredenslund et al., 2010, Mønster et al., 2014, 2015) mest på grund af tilstedeværende gasudluftningsrør eller en konstruktion, som ikke har været tiltænkt gastæt. En mulighed er at udskifte toppen af sådanne installationer med gastætte afslutninger. For hot spot områder vil emissionerne ofte kunne reduceres væsentlig ved forbedring af jordafslutningen.

# 6. Principper for afslutning af monitoringsprogrammer

Som beskrevet i kapitel 5 er det fornuftigt, at der er etableret monitoringsprogrammer for gasemission på alle danske deponier med angivelse af metode og frekvens for forskellige monitorings tiltag. I forlængelse af dette bliver det vigtigt at fastlægge principper for, hvornår et konkret monitoringsprogram kan afsluttes. Som beskrevet i kapitel 2 vil gasdannelsen i færdigafsluttede deponietaper falde med tiden – og dermed en forventelig faldende emission til følge. Samtidig kan den ”naturlige” metanoxidation få større betydning på grund af længere opholdstid for deponigassen i jorddækket, hvilket vil give en lavere metanemission. Det er dog urealistisk at forvente en tilstand, hvor emissionen er nul, da der altid vil være områder, hvor tilstanden ikke er optimal, og hvorfra der kan ske emission af metan. Det er således forventeligt, at der via gasboringer eller gasprober filtersat i affaldslagene, vil kunne måles signifikant forhøjede metankoncentrationer, uden at der nødvendigvis genereres store mængder deponigas i affaldslagene. Der er derfor behov for at fastlægge principper for, hvordan der fastsættes stopkriterier for monitoringsaktiviteterne, således at der kan opnås en endelig længde af *efterbehandlingsperioden* med hensyn til gashåndtering. Et stopkriterie skal angive en grænseværdi for metanemissionen (f.eks. målt i kg CH<sub>4</sub>/time), således at hvis den målte metanemission er under denne grænseværdi kan monitoringsaktiviteterne afsluttes.

I dette kapitel gives en oversigt over forskellige teoretiske principper for fastsættelse af stopkriteriet samt overblik over de (få) udenlandske erfaringer på området. I tabel 6.1 gives en oversigt over stopkriterier fastsat ud fra forskellige principper. Kapitlet vil ikke munde ud i en anbefaling af, hvilken en teoretisk metode, som opstilling af stopkriteriet skal følge, idet dette vil afhænge af politiske og økonomiske forhold.

## 6.1 Principper for fastsættelse af stopkriterie for monitorering af metanemission

I denne gennemgang tages der udgangspunkt i, at der i det konkrete tilfælde er imødegående aktivitet kørende for at udgå uacceptabel metanemission. Aktiviteterne kan være aktiv eller passiv gasekstraktion med efterfølgende behandling af gassen ved termisk metandestruktion i gasmotor/affaklingsanlæg eller alternativt ved mikrobiel metandestruktion i biomitigerende system (se også kapitel 3 og 5). Aktiviteterne kan også være passiv gastilledning til biomitigerende anlæg i form af kompostbede eller lignende. Tilknyttet til aktiviteterne er beskrevet et monitoringsprogram, som sikrer, at der gennemføres tilstrækkelig monitorering til at dokumentere, at imødegåelsesaktiviteterne virker efter hensigten.

I det følgende opstilles fire forskellige principper for fastlæggelse af stopkriteriet:

- Passiv metanoxidation i slutafdækning
- Total metanemission lavere end detekterbar
- Metanemission som fra naturlige økosystemer
- Optimering af udgifter til imødegåelse af samfundets drivhusgasemissioner

### 6.1.1 Passiv metanoxidation i slutafdækning

På et tidspunkt kan det forventes, at gasdannelsen er så lav at en passiv håndtering i slutlaget vha. metanoxidation vil kunne reducere metanemissionen til et acceptabelt lavt niveau – selv med hensyntagen til en vis arealmæssig variation i gasbelastningen til slutafdækningslaget. I tilfælde af, at de eksisterende aktiviteter for imødegåelse af metanemissionen er baseret på en aktiv ekstraktion af gas, kan gasbehandlingsdelen med fordel kortsluttes efterfulgt af en totalmåling af metanemissionen (se afsnit 4.8). På basis af totalmålingen kan en optimal fordelt gasbelastning til slutdækket udregnes (slutafdækningens samlede areal forudsættes kendt, og der forudsættes en ligelig fordelt metanbelastning). Hvis den gennemsnitlige metanbelastning er under  $10 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$  forventes slutafdækningslaget at kunne oxidere 90% af metantilførsningen. Dette betyder, at metanemissionen fra deponiet samlet set maksimalt må være  $1 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$  eller lavere. *En høj metanoxidation i afdækningslaget forudsætter, at jorden, som er benyttet til afslutningslaget, har en tilstrækkelig høj permeabilitet til, at gassen kan transporteres gennem jorddækket.* På danske deponier har der ofte været anvendt relativ lerede jorde til slutafdækningen (bl.a. for at reducere infiltrationen). Sådanne jorde har i en stor del af tiden over et år så højt et vandindhold, at både gaspermeabiliteten såvel som gasdiffusiviteten er meget lav, hvilket resulterer i, at den dannede deponigas vaskeligt kan trænge op gennem jorddækket. I stedet vil gassen finde vej til områder i slutafdækket med højere gasgennemtrængelighed, emitterer gennem installationer, såsom perkolatbrønde og lign. eller hvis muligt migrerer til omkringliggende områder med jorde af højere gasgennemtrængelighed. *Før at imødegåelsesaktiviteter nedlukkes kræves det således, at det sikres, at gas kan transporteres gennem slutdækket.* For at teste om afdækningslaget rent faktisk kan reducere den tilstedeværende metan efter nedlukning af imødegåelsesaktiviteter bør der gennemføres en monitoring før og efter nedlukning (som minimum en ny totalmåling af metanemission efter nedlukning). Totalmålingen kan i sådanne tilfælde afsløre, at metanemissionen er uacceptabel høj. Som konsekvens kan dette betyde, at de eksisterende imødegåelsesaktiviteter må fortsættes endnu noget tid, eller at der etableres biovinduer (se afsnit 3.3) i det lavpermeable jorddække.

### 6.1.2 Total metanemission lavere end detekterbar

Som angivet i kapitel 5 anbefaler vi, at der generelt benyttes en metode til måling af den totale metanemissionen fra deponiet, og at vi generelt anbefaler brugen af sporstoffdispersionsmetoden til totalemissionsmålinger. Som redegjort for i kapitel 4 er detektionsgrænsen for metanemission målt med state-of-the-art sporstoffortyndingsmetode ca.  $1 \text{ kg CH}_4/\text{time}$ . Hvis den samlede metanemission er lavere end denne værdi, bliver det vanskeligt at dokumentere, at deponiet emitterer metan til omgivelserne. Et stopkriterie kunne derfor være, at emissionen skal være mindre end  $1 \text{ CH}_4 \text{ kg}/\text{time}$  for hele deponiet – opnået efter at eksisterende imødegående anlæg er lukket ned. For et deponi på f.eks. 4 ha størrelse svarer dette til en metanemission på  $0,6 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$ .

### 6.1.3 Metanemission som fra naturlige økosystemer

Affaldsdeponier er på globalt plan en af de vigtigste menneskeskabte kilder til metanemission (Bogner et al., 2008). Udover menneskeskabte kilder er der flere naturlige metankilder, såsom søer, floder, vådområder mm. Metanemissioner fra naturlige kilder er generelt uregulerede og kunne således udgøre en reference for emissionen fra menneskeskabte kilder. Man kunne fremføre, at der ikke skulle stilles krav til at menneskeskabte kilder (f.eks. regnet per arealenhed) skulle emitte mindre end typiske emissioner fra naturlige kilder. Et nyligt publiceret review (Ortiz-Llorente & Alvarez-Cobelas, 2012) har gennemgået litteraturen for naturlige kilders metanemission. De fandt for vådområder (oversættelse af "wetlands", som i artiklen defineres som "sites where water is at or near the soil surface for a significant part of the growing season") en gennemsnitlig årlig metanemission på  $470 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$  – svarende til  $1,3 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$  - baseret på 126 referencer). Det skal bemærkes, at værdien er af samme størrelsesorden, som den ovennævnte detektionsgrænse for totalemissionsmåling.



#### 6.1.4 Optimering af udgifter til imødegåelse af samfundets drivhusgasemissioner

Opstilling af et relativt lavt stopkriterie for metanemission vil overordnet set resultere i begrænset bidrag til drivhuseffekten fra danske affaldsdeponier. Det vil dog samtidig betyde, at imødegåelsesaktiviteter skal opretholdes i mange år efter deponiets aktive periode med relativt lave reduktioner til følge (målt i tons reduceret emission af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter). Ved dokumentation af udgifterne ved driften af imødegåelses-aktiviteter (inklusiv udgifter til vedligehold og monitorering af aktiviteterne) kan aktiviteternes "skyggepris" (i DKK/tons CO<sub>2</sub>-ækv. reduceret) beregnes og sammenlignes med "skyggepriser" for andre imødegåelsesaktiviteter, som udføres i Danmark. Her kan man argumentere for, at der skal være proportionalitet mellem de forskellige tiltag. Fås betydelig højere "skyggepriser" for reduktion af deponigasemissionen i et konkret tilfælde end andre tiltag, kan man diskutere rimeligheden i at opretholde imødegåelsesaktiviteterne.

#### 6.2 Udenlandske principper for fastsættelse af stopkriterier for gasemissionsmonitoring

Ved søgning i videnskabelig litteratur, internettet, samt konkret viden om udarbejdede artikler og rapporter om monitorering og imødegåelse af gasemission fra affaldsdeponier er der søgt etableret et overblik over beskrevne krav eller procedure for afslutning af monitoringsprogrammer - eller med andre ord - hvilke forhold, der skal være gældende for at et løbende monitoringsprogram kan afsluttes. Generelt er der kun i tre tilfælde blevet foreslået konkrete monitoringsprocedurer samt forslag til kriterier for, hvornår monitoringen kan afsluttes.

Tyskland. Stegmann (2006) er en af de tidligste og mest konkrete forslag til monitorering samt til afslutning af monitoringen. Der opstilles det kriterie, at der skal udføres aktiv imødegåelse, hvis gasproduktionen er over 25 m<sup>3</sup> metan/time eller 5 m<sup>3</sup> metan/hektar og time (svarende i masseenheder til hhv. 16 kg metan/time og 3,2 kg metan/hektar og time (igen svarende til 7,7 g CH<sub>4</sub> metan/( m<sup>2</sup> · dag)). Hvis gasproduktionen er under de ovenover anførte værdier, kan der indledningsvist gennemføres en vurdering af om en gasudnyttelse stadig er rentabel. Alternativt foreslås det, at imødegåelse etableres som metanoxidation i jorddækket, idet det sikres, at gasfluxen op i jorddækket er mindre end 7,7 g CH<sub>4</sub>/( m<sup>2</sup> · dag) i gennemsnit, og at man ikke måler koncentrationer på over 25 ppm (målt med FID, idet målingen sidestilles med metan) lige over jorddækkets overflade. FID-målingen foreslås udført med 16 målinger per hektar (et net med maskelængde på 25 m), og således at 80%-fraktilen ikke overstiger de 25 ppm. Der udføres målinger to gange årligt (sommer og vinter). Hvis der ikke ses overskridelse af dette kriterie efter 10 års monitorering kan afslutning af monitoringen overvejes.

Det skal bemærkes, at den ovennævnte procedure er udviklet på et tidspunkt, hvor metoder til totalmåling af metanemissionen fra hele pladsen (såsom sporstofdispersionsmetoden) ikke var til stede, og at det ikke var blevet erkendt, at der kunne forekomme hot spotområder med meget lille areal og med høje emissioner, som ikke erkendes med FID-måling i 25 meter net (Rachor et al., 2013, Fredenslund et al., 2007). En metanproduktion svarende til en belastning på 7,7 g CH<sub>4</sub>/( m<sup>2</sup> · dag) vil kunne oxideres i jorddækket – forudsættende at jorden til de fleste tider har en gasgennemtrængelighed (styret af jordenes permeabilitet og diffusivitet), der tillader gassen at transporteres gennem jorddækket, og at belastningen er jævnt fordelt og ikke koncentreret i høj-belastede hot-spot-områder. Lerholdige jorde vil sjældent have en tilstrækkelig gasgennemtrængelighed – især om efteråret og vinteren kan vandindholdet være så stort, at gastransport ikke er mulig. I sådanne tilfælde kan der opbygges store gastryk i affaldet med stor risiko for dannelse af hot spot emission med deraf følgende lav metanoxideringsgrad.

Østrig. I Østrig har man lagt sig op ad den ovenfor beskrevne "Stegmann-procedure" (Fellner et al., 2008). Dog stilles der krav til emissionen ud af jordoverfladen, som skal være under 0,5 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/(hektar · time) (svarende til 0,77 g metan/(m<sup>2</sup> · dag) dvs. 10% af "Stegmann-værdien". Der

forudsættes altså en effektivitet for metanoxidation i jorddækket på minimum 90%. For et 4 ha stort deponi svarer emissionen til 1,3 kg CH<sub>4</sub>/time.

England. England er formentlig det land, der er længst i arbejdet med at stille krav vedrørende metanemission fra deponier. Den engelske miljøstyrelse har sat specifikke krav for metanemissionen fra deponier (Environmental Agency, 2010). Kravene gælder for både deponier i drift samt nedlukkede deponier. For deponier i drift stilles krav til både slutafdækkede etaper samt midlertidigt afdækkede etaper. En midlertidig afdækket etape defineres som en etape, der ikke har modtaget affald i en periode på 3 måneder eller længere. Ud over at stille specifikke emissionskrav stilles der krav til målemetode, målestrategi, måleforhold samt målefrekvens.

Moniteringen af metanemissionen er inddelt i to faser. I første fase undersøges om der er væsentlige metanemissioner fra installationer (f.eks. gas- og perkolatopsamlingsinstallationer) og fra specifikke hotspots i afdækningslaget (f.eks. sætninger eller revner i afdækningslaget). Der udføres en systematisk semi-kvantitativ metanscreening af overfladen med en håndholdt FID. Områder eller installationer, hvor der måles forhøjede metankoncentrationer, udbedres før end at der følges op med fase 2 monitering, som indebærer kvantitative metanemissionsmålinger. Der gælder følgende krav til fase 1 før der kan følges op med fase 2 monitering:

- Metankoncentrationen i luften over afdækningslaget: < 100 ppmv i størstedelen af det slutafdækkede område
- Metankoncentrationen i luften tæt på installationer: < 1,000 ppmv

I anden fase måles metanemissionen fra afdækningslaget (eller det midlertidig afdækningslag) ved hjælp af stationære fluxkamre. Der udføres et større antal målinger i et udvalg af repræsentative punkter. Indledende inddeles etaperne i zoner. En zone er defineret ved et område, hvor afdækningen er ensartet og homogen. Der beregnes en gennemsnitmission baseret på de udførte fluxmålinger for hver zone. Midlertidig afdækkende etaper skal ligeledes monitoreres, såfremt at de har været eller forventes at være at forefindes på deponiet i en periode på 12 måneder eller længere. De midlertidige afdækkede etaper inddeles ligeledes i zoner. Der gælder følgende krav for gennemsnitsmetanemissionen:

- slutafdækkede zoner: 0,001 mg CH<sub>4</sub>/ (m<sup>2</sup> · sekund) svarende til 0,09 g CH<sub>4</sub>/(m<sup>2</sup> · dag)
- midlertidig afdækkede zoner: 0,1 mg CH<sub>4</sub>/(m<sup>2</sup> · sekund) svarende til 8,6 g CH<sub>4</sub>/(m<sup>2</sup> · dag)

Den første monitering (fase 1 samt fase 2) skal udføres inden for et år efter slutafdækning. Hvis emissionen overstiger de fastsatte emissionskrav, skal der udføres foranstaltninger til nedbringelse af emissionen, hvorefter der igen skal udføres en emissionsmåling. Såfremt at emissionen ligger inden for acceptkriteriet, kan der efterfølgende nøjes med at udføres en metanscreening med en FID, og hvis denne ligger inden for acceptkriterierne for screening, kan metanemissionen fundet ved den tidligere fluxmåling indrapporteres. Der skal ske en årlig indrapportering af metanemissionen til myndighederne.

### 6.3 Sammenfattende oversigt

Tabel 6.1 gengiver et overblik over de opnåede grænser for metanbelastning samt fastlagt stopkriterier for metanemissionen ud fra forskellige principper. Tabellen indeholder også en oversigt over de udenlandske tilsvarende erfaringer.

De tre første principper ledte til stopkriterier i størrelsen 1-3 kg CH<sub>4</sub>/time for et mindre deponi (4 ha). Det sidste kriterier kræver flere miljøøkonomiske vurderinger – og en politisk beslutning om, hvor høj mitigeringsprisen må blive før, at aktiviteterne afsluttes.

På baggrund af de udenlandske erfaringer kan siges, at stopkriteriet foreslået i Østrig (1,3 kg CH<sub>4</sub>/time) er meget sammenligneligt med stopkriterierne for de første tre principper (1-3 kg CH<sub>4</sub>/time), mens kriteriet anvendt i England (0,15 kg CH<sub>4</sub>/time) er mere restriktivt. Det tyske kriterie er ikke sammenligneligt med de andre, da det stiller krav om en maximal metanbelastning til afdækningslaget, og altså ikke for metanemissionen fra afdækningen. Tabel 6.1 Overblik over stopkriterier for metanemissionen ud fra forskellige fastsættelsesprincipper. Også rapporterede udenlandske principper er vist.

Princip		Niveauer for metanbelastning til afdækningslaget		Stopkriterie for metanemission	
		g/(m <sup>2</sup> · dag)	kg/time	g/(m <sup>2</sup> · dag)	kg/time
Teoretisk opstillede stopkriterier	Passiv metanoxidation i slutafdækning	10,0	16,5 <sup>a</sup>	1,0 <sup>e</sup>	1,6 <sup>e</sup>
	Total metanemission lavere end detekterbar	i.d.		0,6 <sup>a</sup>	1,0
	Metanemission som fra naturlige økosystemer	i.d.		1,3 g	2,2 <sup>a</sup>
	Optimering af udgifter til imødegåelse af samfundets drivhusgasemissioner	c.s.		c.s.	
Udenlandske erfaringer	Tyskland (Stegmann)	7,7	12,7 <sup>a,b</sup>		
	Østrig (Fellner)	i.d.		0,77	1,3 <sup>a</sup>
	England			0,09	0,15 <sup>a</sup>
				8,6 <sup>d,c</sup>	14,3 <sup>a,c,d</sup>

i.d.: ikke defineret c.s.: case specifikt

a): for en 4 ha stor deponi/losseplads

b): samtidig skal alle overflade FID-målinger være < 25ppmv

c): gælder for midlertidigt afdækkede etaper

d): samtidig skal overflade FID-målinger være < 100 ppmv og FID-målinger ved forskellige installationer eksempelvis gas- eller perkolatopsamlingsinstallationer være < 1000 ppmv tæt på installationen.

e): forudsat at slutafdækningen har en oxidationsgrad på 90% i gennemsnit, og at jorddækket har den nødvendige gasgennemtrængelighed

# Referencer

- Abichou, T., Clark, J., Tan, S., Chanton, J., Hater, G., Green, R., Goldsmith, D., Barlaz, M. A., Swan, N. (2010) Uncertainties Associated with the Use of Optical Remote Sensing Technique to Estimate Surface Emissions in Landfill Applications. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 60, 460–470.
- Babilotte A., Fiani E. (2008): Field comparison of methods for landfill fugitive methane emission measurement, Convention Ademe 07-74-C0034, France.
- Babilotte, A., Green, R., Hater, G., Watermolen, T., Staley, B., (2009), Field intercomparison of methods to measure fugitive methane emissions. *Proceedings Sardinia 2009 Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Babilotte, A. Green, R., Hater, G., Watermolen, T. and Staley, B. (2010). Field intercomparison of methods to measure fugitive methane emissions. *Proceedings of the Global Waste Management Symposium 2010*, October 3-6, 2010, JW Marriott San Antonio Hill Country Resort & Spa, San Antonio, Texas, USA.
- Babilotte, A., Lagier, T., Fiani, E., and Taramini, V. (2010). Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill, *Journal of Environmental Engineering*, 136 (8), 777-784.
- Babilotte, A. (2011). Field comparison of methods for landfill fugitive methane emissions measurements. Report prepared for Environmental Research & Education Foundation. [http://erefdn.org/publications/uploads/FugitiveEmissions\\_FinalReport.pdf](http://erefdn.org/publications/uploads/FugitiveEmissions_FinalReport.pdf). Accessed March 2014.
- Baldocchi, D. D. (2003). Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology*, 9, 479-492.
- Bergamaschi, P., Lubina, C., Konigstedt, R., Fischer, H., Veltkamp, A.C., Zwaagstra, O. (1998): Stable isotopic signatures ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^2\text{D}$ ) of methane from European landfill sites. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 103, pp. 8251–8265.
- Bogner J., Scott P. (1995): Landfill CH<sub>4</sub> emissions : Guidance for field measurements, IEA working paper.
- Bogner, J. E., Spokas, K.A., Burton, E.A., Sweeney, R., Corona, V., 1995. Landfills as atmospheric methane sources and sinks. *Chemosphere* 31, 4119-4130.
- Bogner, J., Meadows, M., Czepiel, P. (1997). Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. *Soil Use and Management* 13, 268–277.
- Bogner, J., Pipatti, R., Hashimoto, S., Diaz, C., Mareckova, K., Diaz, L., Kjeldsen, P., Monni, S., Faaij, A., Sutamihardja, R.T.M., Gregory, R., 2008. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Manage. Res.* 26, 11–32.
- Börjesson, G., Danielsson, Å., Svensson, B. H. (2000). Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science & Technology*, 34, 4044–4050.
- Börjesson, G., Samuelsson, J., Chanton, J., Adolfsson, R., Galle, B. & Svensson, B.H. (2009): A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. *TELLUS SERIES B-CHEMICAL AND PHYSICAL METEOROLOGY* , 61, 424-435.
- Bour O. (2007): Participation aux travaux du C.R.P.E. concernant la métrologie des émissions diffuses, Rapport d'étude DRC-07-92463-15882A, INERIS.

- Bourn, M., Browell, D., 2013. Methane capture rates at UK landfills. Proceedings at Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy
- Christophersen, M. & Kjeldsen, P. (2001): Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration. *Waste Management & Research* 19 (2), 144-159.
- Christophersen, M., Holst, H., Chanton, J., Kjeldsen, P., 2001b. Lateral Gas Transport in Soil adjacent to an Old Landfill: Factors Governing Emission and Methane Oxidation. *Waste Management and Research*. 19, 595-612.
- Conen, F. & Smith, K.A. (2000). An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, 51, 111-117.
- Czepiel P.M., Mosher B., Harris R.C., Shorter J.H., McManus J.B., Kolb C.E., Allwine E., Lamb C.E. (1996a). Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods. *Journal of Geophysical Research*. 101, 16711-16719.
- Czepiel, P.M., Shorter, J.H., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J.B., Harriss, R.C., Kolb, C.E. & Lamb, B.K. (2003): The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management*, 23(7), 593-598.
- Fellner, J. Prantl, R. m. fl. (2008): Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge. ÖWAV-Positionspapier, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, 1010 Wien, Marc-Aurel-Straße 5. Österreich.
- Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 42(12), 1583-1591.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1995). Migration and Atmospheric Emission of Landfill Gas. *Environmental Engineering Science*, 12(4), 309.
- Environmental Agency (2010). Guidance on monitoring landfill gas surface emissions. Report published by the Environmental Agency, UK. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/GEHO0311BTOL-e-e.pdf>. Accessed March 2014.
- Eugster, W., Plüss, P. (2010). A fault-tolerant eddy covariance system for measuring CH<sub>4</sub> fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 841-851.
- Figuerola, V. K., Mackie, K. R., Guarriello, N., Cooper, C. D. (2009). A Robust Method for Estimating Landfill Methane Emissions. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59, 925-935.
- Fredenslund, A.M., Scheutz, C. & Kjeldsen, P., (2010): Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. *Waste Management*, 30, 2146-2152.
- Galle, B., Samuelsson J., Svensson B.H., and Borjesson G., (2001). Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 35, 21-25.
- Gebert, J. and Groengroeft, A., (2006). Passive landfill gas emission – influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management* 26 (3), 245-251.
- Gebert, J., Rower, I. U., Scharff, H., Roncato, C. D., & Cabral, A. R. (2011). Can soil gas profiles be used to assess microbial CH<sub>4</sub> oxidation in landfill covers?. *Waste Management*, 31 (5), 987-994.
- Goldsmith, C.D., Hater, G., Green, R., Abichou, T., Barlaz, M. and Chanton, J. (2008). Comparison of optical remote sensing with static chambers for quantification of landfill methane emission. Proceedings of the Global Waste Management Symposium, 7-10 September 2008, Copper Conference Center, Colorado, USA.
- Goldsmith, C. D.; Chanton, J.; Abichou, T.; Swan, N.; Green, R.; Hater, G. (2012). Methane emissions from 20 landfills across the United States using vertical radial plume mapping. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 62, 183-197.
- Green, R. B., Hater, G. R., Thoma, E. D., DeWees, J., Rella, C. W., Crosson, E. R., Goldsmith, C. D. and Swan, N. (2010). Methane emissions measured at two Californian landfills by OTM-10 and an acetylene tracer method. Proceedings of the Global Waste Management Symposium

- 2010, October 3-6, 2010, JW Marriott San Antonio Hill Country Resort & Spa, San Antonio, Texas, USA.
- Hashmonay, R. A., & Yost, M. G. (1999). Innovative approach for estimating fugitive gaseous fluxes using computed tomography and remote optical sensing techniques. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49 (8), 966-972.
- Hashmonay, R. A., Natschke D. F., Wagoner K., Harris D. B., Thompson E. L., and Yost M. G., (2001). Field evaluation of a method for estimating gaseous fluxes from area sources using open-path Fourier transform infrared; *Environmental Science Technology*, 35, 2309-2313.
- Hashmonay, R. A., Varma R. M., Modrak M. T., Kagann R. H., Segall R. R., and Sullivan P. D., *Radial Plume Mapping: A US EPA Test Method for Area and Fugitive Source Emission Monitoring Using Optical Remote Sensing*, *Advanced Environmental Monitoring*, 21-36, edited by Y.J. Kim and U. Platt, Springer, 2008.
- Hensen, A., Vermeulen, A.T., Wyers, G.P., Zhang, Y., 1996: Eddy correlation and relaxed eddy accumulation measurements of CO<sub>2</sub> fluxes over grassland. *Physics and Chemistry of the Earth* 21, (5-6) 383-388.
- Huber-Humer M., Lechner P. (2001a): Microbial methane oxidation for the reduction of landfill gas emissions. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 27, 146-151.
- Huber-Humer, M., Lechner, P. (2001b): Design of a landfill cover layer to enhance methane oxidation – results of a two year field investigation. *Sardinia 2001. Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, vol. II, pp. 541-550.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, International Panel on Climate Change, Task Force on National Greenhouse Gas Inventories, Hayama, Japan, <http://www.ipccgip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.
- Jacobs, J., Scharff, H., Hensen, A., Kraai, A., Scheutz, C. and Samuelsson, J., (2007). Testing a simple and low cost methane emission measurement method. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007. ©2007 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.*
- Jones, H., Nedwell, D. (1990). Soil atmosphere concentration profiles and methane emission rates in the restoration covers above landfill sites: Equipment and preliminary results. *Waste Management Research*, 8, 21-31.
- Kjeldsen, P. & Christensen, T.H. (1987): Alternativ lossepladsteknologi. En litteraturgennemgang (Alternative Landfill Technology - A Literature Review, in Danish).. *Miljøstyrelsen. København. Miljøprojekt*, (84).
- Kjeldsen, P. & Fischer, E.V. (1995): Landfill gas migration – Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark. *Waste Management and Research* 13, 467-484.
- Kjeldsen, P. (1996): Landfill gas migration in soil. Chapter 3.1 in: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.), *Landfilling of waste: Biogas*. E. & FN Spon. London, GB.
- Kjeldsen, P., Willumsen, H.C. & Christensen, T.H. (1998): Deponering : reaktordeponier. Kapitel 6.4 i Christensen, T.H. (red.): *Affaldsteknologi*. Teknisk Forlag, København.
- Kjeldsen, P., Scheutz, C., Samuelsson, J., Petersen, P.H. & Jørgensen, J.H.B. (2009): Establishing a biocover system for mitigating methane emissions from and old unlined landfill-baseline studies and biocover construction. In: *Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, 5-9 October, Sardinia, Italy. *Proceedings*.
- Kjeldsen, P. & Scheutz, S. (2014): Reduction of methane emission from landfills using bio-mitigation systems – from lab tests to full scale implementation. To be presented at *EurAsia Waste Management Symposium*, 28-30 April 2014, YTU 2010 Congress Center, İstanbul/Türkiye.
- Kroon, P. S., Schrier-Uijl, A. P., Hensen, A., Veenendaal, E. M., & Jonker, H. J. J. (2010). Annual balances of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from a managed fen meadow using eddy covariance flux measurements. *European Journal of Soil Science*, 61(5), 773-784.
- Latham, B. & Young, A. (1993): Modelling of the effects of barometric pressure on landfill gas migration. In: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Proceedings Sardinia '93*.

- Fourth International Landfill Symposium, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, vol. I, pp. 681-689.
- Laurila, T., Tuovinen, J.-P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J., Vesala, T. (2005). Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method. *Geophysical Research Letters*, 32, Issue 19, 1-5
- Lohila A, Laurila T., Pekkatuovinen J., Aurela M., Hataka J., Thum T., Pihlatie M., Rinne J., Vesala T. (2007) Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill, *Environmental Science & Technology*, 41, 2717-2722.
- Long T., (2004):, R&D Technical Report E87a, Surveillance of Greenhouse Gas Releases, UK environmental Agency.
- McDermitt, D., Xu, L., Lin, X., Amen, J., Welding, K. (2013). Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission, EGU conference in Vienna. 15, 5435.
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C. W., Scheutz, C. (2014). Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management*, 34, 1416–1428. (doi:10.1016/j.wasman.2014.03.025)
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2015). Quantification of methane emission from 15 Danish landfills using mobile tracer dispersion method. *Waste Management*, 35, 177–186.
- Nilausen, L., Bote, T.V.; Bloch, K.S., Kjeldsen, P., Andersen C.E. & Andersen, L. (2001): Metode til risikovurdering af gasproducerende lossepladser. Miljøprojekt Nr. 648 2001, Miljøstyrelsen, København.
- Oonk H., Boom A., (1995) Landfill gas formation, recovery and emissions, TNO-report R95-203, TNO-MEP, Apeldoorn, The Netherlands
- Ortiz-Llorente, M.J. & Alvarez-Cobelas, M. (2012): Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. *Atmospheric Environment*, 59, 328-337.
- Pedersen, R.B., Scheutz, C., Kjeldsen, P., Petersen, P.H & Jørgensen, J.B.J.(2012): Reduktion af metanemissionen fra Klintholm losseplads ved etablering af biocover. Miljøprojekt Nr. 1401 2012, Miljøstyreslen, København.
- Piccot, S. D., Masemore, S. S., Lewis-Bevan, W., Ringler, E. S., & Harris, D. B. (1996). Field Assessment of a New Method for Estimating Emission Rates from Volume Sources Using Open-Path FTIR Spectroscopy. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46 (2), 159-171.
- Poulsen, T.G. (2005): Impact of wind turbulence on landfill gas emissions. In: Proceedings Sardinia '05, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 3 – 7 October 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Rachor I. Streese-Kleeberg J., Gebert J. (2009): Spatial and temporal variability of gas emissions from old landfills, Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 - 9 October 2009.
- Rachor, I.M., Gebert, J., Gröngröft, A. & Pfeiffer, E.-M. (2013): Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, February 2013, 64, 16–26.
- Robinson, R., Gardiner, T., Innocenti, F., Woods, P., & Coleman, M. (2011). Infrared differential absorption Lidar (DIAL) measurements of hydrocarbon emissions. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(8), 2213-2220.
- Rolston, D. (1986) Gas diffusivity and gas flux. In Klute, A. (ed.): *Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods*, Agronomy Monograph No. 9, 2nd edn, pp. 1089–1119. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA
- Rosevear A., Deed C., Gronow J., Keenlyside J., Smith R., Braithwaite P.(2004): Guidance on monitoring landfill gas surface emissions, UK Environment Agency.
- Savanne D., Arnaud A., Beneito A., Berne P., Burkhalter R., Cellier P., Gonze M.A., Laville P., Levy F., Milward R., Pokryszka Z., Sabroux J.C., Tauziède C., Tregoures A. (1997) Comparison of

- different methods for measuring landfill methane emissions, Sardinia 97 6th International Landfill Symposium, 13-17 October 1997, Cagliari, Italy, volume IV, 81-86.
- Scharff H., Martha A., v. Rijn D.M.M., Hensen A., Flechard C., Oonk H., Vroon R., de Visscher A., Boeckx P. (2003): A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions, NV Afvalzorg, Haarlem, The Netherlands. pp 103.
- Scharff H., Jacobs J. (2005): Comparison of methane emission models and measurements, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2005.
- Scharff, H. and Hensen, A. (2009). Further development of a cheap and simple methane emission measurement method. Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 - 9 October 2009. ©2009 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., Kjeldsen, P., 2003. Comparative Oxidation and Net Emissions of Methane and Selected Non-Methane Organic Compounds in Landfill Cover Soils. *Environmental Science and Technology*, 37, 5150-5158.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., 2003. Capacity for Biodegradation of CFCs and HCFCs in a Methane Oxidative Counter-Gradient Laboratory System Simulating Landfill Soil Covers. *Environmental Science and Technology*, 37, 5143-5149.
- Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Samuelsson, J., Jacobs, J., Scharff, H., Hensen, A. and Kjeldsen, P. (2007). Whole landfill methane emission. Report for project Biocover. Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark ([www.biocover.env.dtu.dk](http://www.biocover.env.dtu.dk)).
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J.P., Blake, D., Morcet, M., Aran, C., Kjeldsen, P. 2008. Atmospheric emissions and attenuations of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. *Waste Management*, 28, 1892-1908.
- Scheutz, C., Bogner, J., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H., Huber-Humer, M., Kjeldsen, P. & Spokas, K. 2009. Processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions by microbial methane oxidation. *Waste Management & Research*, 27(5), 409-455.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Gentil, E. 2009. Greenhouse gases, radiative forcing, global warming potential and waste management – an introduction. *Waste Management & Research*, 27, 716-724.
- Scheutz, C. & Kjeldsen, P. (2010): Metoder til opgørelse af emissioner fra danske deponeringsanlæg til brug for PRTR-indrapportering. Hovedrapport, Miljøstyrelsen.
- Scheutz, C., Fredenslund, A. M., Chanton, J., Pedersen, G. B., Kjeldsen, P. (2011a). Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. *Waste Management*, 31, 1018–1028.
- Scheutz, C., Fredenslund, A. M., Nedenskov, J., Samuelsson, J. & Kjeldsen, P. (2011b): Gas production, composition and emission at a modern disposal site receiving waste with a low-organic content. *Waste Management*, 31(5), 946-955.
- Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A.M., Kjeldsen, P., (2011c). Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer approach. *Waste Management*, 31, 1009-1017.
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M., Aran, C. (2003): Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*, 23, 599–607.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?. *Waste management*, 26(5), 516-52.
- Stegmann, R. (2006): Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. FKZ 204 34 327, Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft – Prof. R. Stegmann und Partner., Hamburg, Deutschland.
- Thoma, E. D., Green, R. B., Hater, G. R., Goldsmith, C. D., Swan, N. D., Chase, M. J., Hashmonay, R. A. (2010). Development of EPA OTM 10 for Landfill Applications. *Journal of Environmental Engineering*, 136, 769–776.



- Tregoures, A., Beneito, A., Berne, P., Gonze, M.A., Sabroux, J.C., Savanne, D., Pokryszka, Z., Tauziède, C., Cellier, P., Laville, P., Milward, R., Arnaud, A., Levy, F., Burkhalter, R., (1999). Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site. *Waste Management & Research* 17, 453–458.
- Verschut C., Oonk H., Mulder W., (1991): Broeikasgassen uit vuilstorts in Nederland, TNO-raport 91-444, TNO, Apeldoorn, the Netherlands.
- Watermolen, B.T., Strube, R.H., Swan, N.D. and Chanton, J. (2012): Methane Emission, Oxidation and Collection Efficiency at a Southeastern USA Landfill. *Proceedings Global Waste Management Symposium*, 30 September -3 October 2012, Phoenix, Arizona, USA.
- Westbrook, J. A., & Sullivan, P. S. (2007). Fugitive dust modeling with AERMOD for PM<sub>10</sub> emissions from a municipal waste landfill. *Air and Waste Management Association - Guideline on Air Quality Models: Applications and FLAG Developments 2006*, an A and WMA Specialty Conference, 164 CP, 207-223.
- Wu, C., Yost M.G., Hashmonay R.A., and Park D.Y. (1999), Experimental evaluation of a radial beam geometry for mapping air pollutants using optical remote sensing and computed tomography, *Atmospheric Environment*; 1999, 33, 4709-4716.
- Young, A. (1990), Volumetric change in landfill gas flux in response to variations in atmospheric pressure. *Waste Management & Research*, 8, 379–385.



## **Håndbog i monitorering af gasemission fra danske affaldsdeponier**

Håndbog giver specifikt ideer til, hvordan gasemissionen bør monitoreres på danske affaldsdeponier og omhandler således ikke anden monitorering af gasrelaterede spørgsmål, såsom gasmigration (spredning af gas i omgivende jordlag). Håndbogen er et teknisk baggrundsnotat, som kan benyttes som platform for udarbejdelse af konkrete krav til deponeringsanlæggenes håndtering af deponigas, herunder effektiviteten af etablerede imødegåelsessystemer, monitoringsprincipper, og stopkriterier for monitorering af metan-emission fra deponeringsanlæggene.



**Miljøministeriet**  
Miljøstyrelsen

Strandgade 29  
1401 København K  
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

**[www.mst.dk](http://www.mst.dk)**